

TESIS DOCTORAL



UCAM

UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE MURCIA

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

*Programa de Doctorado en Tecnologías de la Computación e
Ingeniería Ambiental*

Novel approaches for environmental flow estimation:
Evaluating methodological uncertainty through coupled
hydrological modeling in regulated river basins

Autor/a:

Gerardo Andrés de Jesús Castellanos Osorio

Directores/as:

Dr. D. Javier Senent Aparicio

Dr. D. Eugenio Molina Navarro

Murcia, septiembre de 2025

TESIS DOCTORAL



UCAM

UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE MURCIA

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

*Programa de Doctorado en Tecnologías de la Computación e
Ingeniería Ambiental*

Novel approaches for environmental flow estimation:
Evaluating methodological uncertainty through coupled
hydrological modeling in regulated river basins

Autor/a:

Gerardo Andrés de Jesús Castellanos Osorio

Directores/as:

Dr. D. Javier Senent Aparicio

Dr. D. Eugenio Molina Navarro

Murcia, septiembre de 2025

AUTORIZACIÓN DEL DIRECTOR DE LA TESIS PARA SU PRESENTACIÓN

El Dr. D. Javier Senent Aparicio y el Dr. D. Eugenio Molina Navarro como Directores de la Tesis Doctoral titulada “Novel approaches for environmental flow estimation: Evaluating methodological uncertainty through coupled hydrological modeling in regulated river basins” realizada por D. Gerardo Andrés de Jesús Castellanos Osorio en el Programa de Doctorado Tecnologías de la Computación e Ingeniería Ambiental, **autoriza su presentación a trámite** dado que reúne las condiciones necesarias para su defensa.

Lo que firmo, para dar cumplimiento al Real Decreto 99/2011 de 28 de enero, en Murcia a 29 de septiembre de 2025.

SENENT
APARICIO
JAVIER
MELCHOR -
48394193P

Firmado
digitalmente por
SENENT APARICIO
JAVIER MELCHOR -
48394193P
Fecha: 2025.09.29
13:36:29 +02'00'

MOLINA
NAVARRO
EUGENIO - DNI
03123314Y

Firmado
digitalmente por
MOLINA NAVARRO
EUGENIO - DNI
03123314Y
Fecha: 2025.09.29
13:30:36 +02'00'

COMPENDIO DE PUBLICACIONES

Esta memoria se presenta en la modalidad de compendio de publicaciones. Los artículos publicados y aceptados que constituyen la tesis son los siguientes:

- **Publicación 1:** Castellanos-Osorio, G., López-Ballesteros, A., Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J. (2023). Disaggregated monthly SWAT+ model versus daily SWAT+ model for estimating environmental flows in Peninsular Spain. *Journal of Hydrology*, 623, 129837. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129837>.
- **Publicación 2:** Castellanos-Osorio, G., Abbas, S. A., Molina-Navarro, E., Bailey, R. T., Senent-Aparicio, J. (2025). Assessing improvements in environmental flow estimation through the use of a coupled surface-groundwater model. *Groundwater for Sustainable Development*, 29, 101426. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2025.101426>.
- **Publicación 3:** Senent-Aparicio, J., Castellanos-Osorio, G., Segura-Méndez, F., López-Ballesteros, A., Jimeno-Sáez, P., Pérez-Sánchez, J. (2024). BULL Database – Spanish Basin attributes for Unravelling Learning in Large-sample hydrology. *Scientific Data*, 11, 737. <https://doi.org/10.1038/s41597-024-03594-5>.

Además, esta tesis cuenta con un cuarto artículo que se encuentra bajo revisión:

- **Publicación 4:** Senent-Aparicio, J., Castellanos-Osorio, G., Abbas, S. A., Francisco Cabezas, Bailey, R. T. Uncertainty in ecological flow calculations under Spanish legislation and methodological proposals for strategic basins. Case study: Aranjuez (Tagus River) (under review).

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, deseo expresar mi más sincero agradecimiento a mis directores de tesis, Dr. Javier Senent Aparicio y Dr. Eugenio Molina Navarro, por su constante apoyo, orientación y confianza a lo largo de este trabajo. Su experiencia y consejos han sido fundamentales no solo en el desarrollo de esta investigación, sino también en mi formación académica y profesional.

De igual manera, extendiendo este agradecimiento a mis compañeros del equipo de investigación (Adrián, Patricia, Fran, Julio, Inma y Sara), quienes con su compañerismo, ideas y discusiones enriquecieron cada etapa del proyecto. Su disposición constante para compartir conocimientos y apoyo diario hicieron este camino una experiencia mucho más gratificante.

A mis padres y familiares, por su cariño incondicional, su comprensión y el esfuerzo inagotable que han hecho para que pudiera llegar hasta aquí. Gracias por transmitirme siempre el valor del trabajo, la constancia y el optimismo incluso en los momentos más difíciles. Este logro también es vuestro.

Finalmente, a María, por estar a mi lado en todo momento durante el proceso. Por su apoyo incondicional, por su paciencia en los días más exigentes y por recordarme siempre la importancia de disfrutar del camino y que lo mejor está por venir. Gracias.

A todas las personas que han formado parte del proceso a lo largo de estos años, de manera directa o indirecta, simplemente gracias.

To all those who have been part of the process over the years, directly or indirectly, simply thank you.

"Lo importante es no dejar de hacerse preguntas.
La curiosidad tiene su propia razón de existir".
Albert Einstein (1879-1955).

ÍNDICE GENERAL

Compendio de publicaciones	7
I - INTRODUCCIÓN	35
1.1. La gestión de los recursos hídricos y la degradación ambiental.....	35
1.1.1. El impacto del cambio climático sobre los recursos hídricos	37
1.1.2. El factor demográfico como desafío para la sostenibilidad hídrica.....	39
1.1.3. La salud de los ecosistemas fluviales. Un enfoque desde los caudales ecológicos	42
1.2. El desafío hídrico y la regulación fluvial en España.....	44
1.2.1. La alta regulación y antropización de los ríos españoles.....	44
1.2.2. Marco legislativo. La implementación de los caudales ecológicos en España	47
1.2.3. Caso emblemático: La cuenca del Tajo y el trasvase Tajo-Segura.....	49
1.3. El papel de la modelización hidrológica avanzada y las bases de datos	52
1.3.1. Retos asociados a la disponibilidad de datos hidrológicos en régimen natural y a escala diaria.....	55
1.3.2. La desagregación de caudales como alternativa	57
1.3.3. Limitación de los modelos de hidrología superficial y la solución del modelo acoplado	59
1.3.4. Las bases de datos en la hidrología. La importancia de datos fiables en la modelización hidrológica.....	60
II - JUSTIFICACIÓN	65
III - OBJETIVOS	71
IV - MATERIAL Y MÉTODOS	75
4.1. Áreas de estudio.....	75

4.1.1.	Cuenca del río Piloña	75
4.1.2.	Cuenca alta del río Tajo.....	78
4.2.	Modelización hidrológica semi-distribuida. El modelo SWAT+	84
4.2.1.	Datos de entrada y configuración del modelo SWAT+	86
4.2.2.	Análisis de sensibilidad, calibración y validación del modelo SWAT+.	88
4.3.	Modelización hidrogeológica mediante acoplamiento con módulo subterráneo. El modelo SWAT+<i>gflow</i>.....	89
4.3.1.	Datos de entrada y configuración del modelo SWAT+ <i>gflow</i>	91
4.3.2.	Análisis de sensibilidad, calibración y validación del modelo SWAT+ <i>gflow</i>	92
4.4.	Desagregación de caudales en el contexto medioambiental. El modelo WRAP.....	96
4.4.1.	Módulo de simulación diaria SIMD.....	97
4.5.	Caracterización del régimen natural y estimación de Caudales Ecológicos	99
4.5.1.	Índices de Alteración Hidrológica en RÍoS (IAHRIS).....	100
4.5.2.	Métodos hidrológicos incluidos en la IPH.....	102
4.5.3.	Incertidumbre asociada a las recomendaciones de la IPH.....	103
4.6.	Creación de una base de datos hidrológicos en España. BULL Dataset 106	
4.6.1.	Selección y delineación de cuencas hidrográficas.....	106
4.6.2.	Identificación de cuencas en régimen no alterado	108
4.6.3.	Evaluación de conjuntos de datos climáticos para la modelización hidrológica	109
V -	PUBLICACIONES	113
5.1.	RESEARCH PAPER 1: DISAGGREGATED MONTHLY SWAT+ MODEL VERSUS DAILY SWAT+ MODEL FOR ESTIMATING ENVIRONMENTAL FLOWS IN PENINSULAR SPAIN.....	119

5.2.	RESEARCH PAPER 2: ASSESSING IMPROVEMENTS IN ENVIRONMENTAL FLOW ESTIMATION THROUGH THE USE OF A COUPLED SURFACE-GROUNDWATER MODEL.....	141
5.3.	RESEARCH PAPER 3: BULL DATABASE – SPANISH BASIN ATTRIBUTES FOR UNRAVELLING LEARNING IN LARGE-SAMPLE HYDROLOGY.	158
5.4.	RESEARCH PAPER 4: UNCERTAINTY IN ECOLOGICAL FLOW CALCULATIONS UNDER SPANISH LEGISLATION AND METHODOLOGICAL PROPOSALS FOR STRATEGIC BASINS. CASE STUDY: ARANJUEZ (TAGUS RIVER).	166
5.5.	Síntesis de resultados y discusión.....	205
5.5.1.	Resultados del modelo SWAT+	205
5.5.2.	Resultados del modelo acoplado SWAT+ <i>gflow</i> y contribución frente a las limitaciones del modelo SWAT+ independiente	218
5.5.3.	Influencia de las técnicas de desagregación y el acoplamiento con el módulo subterráneo en la reproducción de los caudales bajos	232
5.5.4.	Resultados de la caracterización del régimen natural y estimación de los caudales ecológicos por métodos hidrológicos.....	238
5.5.5.	Resultados de la base de datos BULL	249
VI -	CONCLUSIONS, LIMITATIONS AND FUTURE RESEARCH	255
VII -	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	263
VIII -	ANEXOS	297

SIGLAS Y ABREVIATURAS

ACA, Agencia Catalana del Agua

AEMET, Agencia Estatal de Meteorología

AET, Evapotranspiración real; Actual Evapotranspiration

AR6, Sexto Informe de Evaluación del IPCC; Sixth Assessment Report

BULL, Spanish Basin attributes for Unravelling Learning in Large-sample hydrology

CCCS, Copernicus Climate Change Service

CEDEX, Centro de Estudios y de Experimentación de Obras Públicas

CHC, Confederación Hidrográfica del Cantábrico

CHT, Confederación Hidrográfica del Tajo

CLC, Corine Land Cover

CMIP6, Fase 6 del Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados; Coupled Model Intercomparison Project phase 6

CN, Número de Curva; Curve Number

DMA, Directiva Marco del Agua de la Unión Europea

dQm, Caudal asociado a una media móvil de “d” días

DSOLMap, Digital Soil Open Land Map

DSS, Digital Speech Standard

EEA, European Environment Agency

EPC, European Parliament Council

ET, Evapotranspiración; Evapotranspiration

ETP, Evapotranspiración potencial; Potential Evapotranspiration

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura; Food and Agriculture Organization of the United Nations

FDC, Curva de Duración de Caudales; Flow Duration Curve

FV, Factor de variación intra-anual

GEE, Google Earth Engine

GLEAM, Global Land Evaporation Amsterdam Model

GOODD, GLObal georeferenced Database of Dams

HRU, Unidades de Respuesta Hidrológica; Hydrologic Response Units

IAHRIS, Índices de Alteración Hidrológica en Ríos

iES, iterative Ensemble Smoother

IGME, Instituto Geológico y Minero de España

IGN, Instituto Geográfico Nacional de España

IPCC, Panel Intergubernamental del Cambio Climático; Intergovernmental Panel on Climate Change

IPH, Instrucción de Planificación Hidrológica

IQR, Rango intercuartílico; Interquartile Range

KGE, Kling-Gupta Efficiency

LIC, Lugar de Importancia Comunitaria

LnNSE, Logaritmo neperiano del coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe

LSH, Large-sample hydrology

LSU, Landscape Units

MDT / MDE, Modelo Digital del Terreno / de Elevaciones; Digital Terrain Model / Digital Elevation Model

MITERD, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

MMA, Ministerio de Medio Ambiente

MODFLOW, Modular finite-difference groundwater flow model

MOPEX, Model Parameter Estimation Model

NSE, Eficiencia de Nash-Sutcliffe; Nash-Sutcliffe Efficiency

OWD, Our World in Data

PBIAS, Porcentaje de Sesgo; Percent Bias

PEST, Modelo Independiente para la Estimación de Parámetros y Análisis de Incertidumbre; Model-Independent Parameter Estimation and Uncertainty Analysis

PHC, Planes Hidrológicos de Cuenca

PHCT, Plan Hidrológico de la Cuenca del Tajo

PRB, Cuenca del Río Piloña; Piloña River Basin

Q_b, Caudal básico

QBM, Caudal básico de mantenimiento

Q_p, Caudales asociados a un percentil

RBIAS, Sesgo Relativo; Relative Bias

REDIAM, Red de Información Ambiental de Andalucía

RMSE, Error cuadrático medio; Root Mean Square Error

ROEA, Red Oficial de Estaciones de Aforo.

RSR, RMSE-observations standard deviation ratio

SAIH, Sistema Automático de Información Hidrológica

SCS, Servicio de Conservación del Suelo de los Estados Unidos; Soil Conservation Service

SIMPA, Sistema Integrado de Modelización Precipitación-Aportación

SIMPA-ADJ, Sistema Integrado de Modelización Precipitación-Aportación Ajustado para la Demarcación del Tajo

SPE, SWAT Parameter Estimator

SSPs, Vías socioeconómicas compartidas del IPCC; Shared Socioeconomic Pathways

SWAT / SWAT+, Herramienta de Evaluación del Suelo y Agua; Soil and Water Assessment Tool

TRB, Cuenca del Río Tajo en Trillo; Tagus River Basin in Trillo

UNFCC, United Nations Framework Convention on Climate Change

USACE, Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos; United States Army Corps of Engineers

USDA-ARS, United States Department of Agriculture – Agricultural Research Service

VIC, Variable Infiltration Capacity

WAM, Sistema de modelización de la disponibilidad de agua; Water Availability Modeling system

WMO, World Meteorological Organization

WRAP, Paquete de Análisis de los Derechos del Agua; Water Rights Analysis Package

ZEC, Zona Especial de Conservación

ÍNDICE DE FIGURAS, DE TABLAS Y DE ANEXOS

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Factores climáticos en condiciones de sequía e impactos sobre la disponibilidad de los recursos hídricos	36
Figura 2. Escenarios para distintos niveles de calentamiento global y patrones de cambio.....	38
Figura 3. Crecimiento de la población mundial y proyección futura.....	40
Figura 4. Extracciones anuales de agua dulce a nivel mundial. Los volúmenes se muestran en m ³	41
Figura 5. Inventario de presas y embalses de la España peninsular.....	47
Figura 6. Distribución de las variables climáticas para la cabecera de la cuenca del río Tajo para los períodos previos y posteriores al Trasvase Tajo-Segura.....	51
Figura 7. (a) Ubicación de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Occidental; (b) Localización de la cuenca del río Piloña en el Cantábrico Occidental; (c) Modelo Digital de Elevaciones (DEM), estaciones de aforo de caudal y límites de las subcuencas; (d) Usos del suelo y (e) tipos de suelo de la cuenca del río Piloña	76
Figura 8. Distribución anual de la precipitación y temperatura media en la cuenca del río Piloña.....	77
Figura 9. (a) Ubicación de la Demarcación de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo y la cuenca alta del río Tajo hasta Aranjuez; (b) Modelo Digital de Elevaciones (DEM), estaciones de aforo de caudal y embalses; (c) Usos del suelo y (d) tipos de suelo de la cabecera del Tajo	79
Figura 10. Distribución anual de la precipitación y temperatura media en la cuenca de la cabecera del río Tajo.....	81
Figura 11. Subcuenca de la cabecera del río Tajo en Trillo, Modelo Digital de Elevaciones (DEM) y estaciones de aforo de caudal	82

Figura 12. Representación de la hidrogeología de la subcuenca de la cabecera del Tajo en Trillo	83
Figura 13. Representación esquemática de los procesos hidrológicos en un sistema típico de cuenca hidrográfica y acuífero, que muestra los principales elementos y procesos hidrológicos para SWAT+ y gwflow. Las flechas azules representan los flujos simulados por SWAT+, y las verdes los flujos simulados por el módulo gwflow	90
Figura 14. Estructura conceptual y método de cálculo del modelo SWAT+gwflow	91
Figura 15. Clasificación por cuantiles de los caudales observados.....	94
Figura 16. Rendimiento diario del modelo SWAT+ en el escenario de calibración mensual para la PRB.....	208
Figura 17. Rendimiento diario del modelo SWAT+ en el escenario de calibración mensual para la TRB.....	209
Figura 18. Rendimiento mensual del modelo SWAT+ en el escenario de calibración mensual para la PRB.....	212
Figura 19. Rendimiento mensual del modelo SWAT+ en el escenario de calibración mensual para la TRB.....	213
Figura 20. Rendimiento diario del modelo SWAT+ en el escenario de calibración diaria para la PRB.....	216
Figura 21. Rendimiento diario del modelo SWAT+ en el escenario de calibración diaria para la TRB.....	217
Figura 22. Análisis de sensibilidad basado en el método de Morris en la cabecera del río Tajo en Trillo para el modelo (a) SWAT+ independiente y (b) SWAT+gwflow. Cada color representa un proceso hidrológico diferente	219
Figura 23. Caudal diario observado y simulado para los modelos SWAT+ independiente (verde) y SWAT+gwflow (naranja) en la estación de aforo aguas abajo (Trillo - N°3005).	223
Figura 24. Flujos mensuales (a) de aguas superficiales y (b) de aguas subterráneas para el período de simulación 2000-2019 en la subcuenca del río Tajo en Trillo.	225

Figura 25. Análisis de sensibilidad basado en el método de Morris en la cuenca alta del Tajo hasta Aranjuez. Parámetros sensibles para la estación de aforo 3005 en Trillo. Cada color representa un proceso hidrológico.....	226
Figura 26. Análisis de sensibilidad basado en el método de Morris en la cuenca alta del Tajo hasta Aranjuez. Parámetros sensibles para la estación de aforo 3041 en Alcántud. Cada color representa un proceso hidrológico.....	227
Figura 27. Caudal diario observado y simulado por el modelo SWAT+gwflow en las estaciones de aforo de Trillo y Alcántud para los períodos de calibración (2000-2009) y validación (2010-2019).....	230
Figura 28. Comparación entre la evapotranspiración (ET) media mensual basada en satélite de GLEAM y la ET real simulada del modelo SWAT+gwflow en Aranjuez durante el periodo 2003-2018.	231
Figura 29. Caudal diario observado y simulado para (a) SWAT+ y (c) SWAT+gwflow en la estación de aforo N°3001-Peralejos de las Truchas. En (b) se muestra la desagregación de mensual a diario basado en un patrón de flujo (N°3005-Trillo)	235
Figura 30. Comparación de los datos de caudal diario estimados por SWAT+, SWAT+gwflow y los datos observados en la estación de aforo N°3005-Trillo mediante curvas de duración de caudales (FDC).....	237
Figura 31. Diagrama de cajas resumen de la incertidumbre en la estimación de caudales ecológicos para las diferentes combinaciones posibles según las recomendaciones de la IPH.	245
Figura 32. Influencia de la longitud de la serie sobre el cálculo del caudal ecológico empleando el método del caudal básico (Qb).....	248
Figura 33. Valores de NSE para la comparación entre los valores observados de caudal con los del modelo hidrológico nacional SIMPA.....	250
Figura 34. Distribución espacial y diagramas de caja de las estadísticas mensuales del ERA-Land y el EMO1: Correlación de Spearman (a), RBIAS (b), RMSE (c) y KGE (d)	251
Figura 35. Diagrama de caja con los estadísticos mensuales de la simulación del caudal con el modelo hidrológico utilizando datos meteorológicos de AEMET, ERA5-Land y EMO1: NSE (a), RBIAS (b) y RSR (c)	252

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Evolución del número de presas en España	45
Tabla 2. Datos de entrada empleados en el modelo SWAT+	86
Tabla 3. Datos de entrada adicionales para el acoplamiento del modelo SWAT+ con el módulo gwflow	92
Tabla 4. Resumen de las series mensuales simuladas y patrones de flujo diario utilizados para la desagregación con el modelo WRAP. Detalle del modelo empleado para generar las series mensuales en cada publicación	99
Tabla 5. Relación de parámetros (P1 - P19) para la caracterización del régimen de caudales	101
Tabla 6. Parámetros del modelo SWAT+ en la calibración mensual. (r_) es cambio relativo, donde el parámetro es modificado a partir de un porcentaje específico, y (v_) se refiere a un cambio absoluto, donde el parámetro es reemplazado por un valor específico	206
Tabla 7. Parámetros del modelo SWAT+ en la calibración diaria. (r_) es cambio relativo, donde el parámetro es modificado a partir de un porcentaje específico, y (v_) se refiere a un cambio absoluto, donde el parámetro es reemplazado por un valor específico	215
Tabla 8. Parámetros seleccionados y valores calibrados para los modelos SWAT+ y SWAT+gwflow en la subcuenca del río Tajo en Trillo.....	221
Tabla 9. Parámetros seleccionados y valores calibrados del modelo SWAT+gwflow en las subcuencas de Trillo y Alcántud para la respuesta del caudal, y para la respuesta de la AET en la subcuenca de Aranjuez	229
Tabla 10. Comparación estadística entre los caudales diarios desagregados provenientes de la simulación mensual y los caudales diarios observados en las estaciones de aforo	233
Tabla 11. Caracterización del régimen natural según IAHRIS en la PRB	238
Tabla 12. Caracterización del régimen natural según IAHRIS en la TRB	239

Tabla 13. Variación relativa (%) de los indicadores de caudal ecológico simulados con respecto a los observados en las estaciones de aforo de aguas abajo y aguas arriba. Los escenarios (a) y (c) corresponden al SWAT+ independiente y el SWAT+gwflow, respectivamente. El escenario (b) se corresponde al SWAT+ desagregado	241
Tabla 14. Estimación del caudal básico a partir de la herramienta de posprocesado de SWAT+ en la PRB y TRB	243
Tabla 15. Diferencia relativa (%) entre los caudales ecológicos (Q95, Q90 y Q85) calculados con series diarias con respecto a los calculados con series mensuales del SWAT+gwflow en Aranjuez	247

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1. Calidad de las publicaciones.....	297
ANEXO 2. Otras publicaciones y méritos.....	298

RESUMEN

La gestión sostenible de los recursos hídricos en regiones con alta regulación fluvial, como España, enfrenta el desafío crítico de estimar con precisión los caudales ecológicos. La normativa española, a través de la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH), presenta una flexibilidad metodológica que introduce una considerable incertidumbre técnica y jurídica en la estimación de dichos caudales. Esta tesis doctoral aborda esta problemática mediante el desarrollo y la validación de metodologías avanzadas de modelización hidrológica para mejorar la robustez en la estimación de los regímenes de caudales ecológicos, evaluando y cuantificando las incertidumbres asociadas a los datos, el acoplamiento e integración de modelos y el marco normativo. La investigación se desarrolla de manera progresiva. Primero, se comparan enfoques para obtener series de caudales diarios fiables, demostrando que la calibración mensual del modelo SWAT+ seguida de una desagregación temporal produce resultados más precisos que la calibración directa a escala diaria, la cual tiende a subestimar los caudales bajos. Segundo, se abordan las limitaciones de los modelos convencionales, como es el caso de SWAT+, mejorando la representación de las interacciones entre aguas superficiales y subterráneas mediante el uso del modelo acoplado SWAT+*gwflow*. Este enfoque, combinado con una novedosa calibración específica en caudales bajos, demostró ser superior al modelo SWAT+ independiente, corrigiendo la subestimación sistemática y reproduciendo con mayor realismo el régimen natural del río. Como caso de estudio estratégico, se aplicaron estas metodologías en la cuenca alta del río Tajo. El análisis reveló que la flexibilidad en la aplicación de la IPH genera una alta incertidumbre: el uso de datos mensuales en lugar de diarios sobreestima los caudales ecológicos hasta en un 12%, y los resultados son altamente sensibles a la longitud de la serie temporal y a los factores de variación intra-anual empleados. Finalmente, se desarrolló la base de datos BULL, un conjunto de datos hidrológicos a gran escala para 484 cuencas españolas, que junto con metodologías de validación técnica permitió identificar solo 149 cuencas en régimen no alterado, evidenciando el alto grado de antropización del territorio y la necesidad de la modelización para reconstruir las condiciones naturales. En conjunto, esta tesis proporciona una base científica sólida

para una gestión hídrica más transparente y robusta. Se demuestra la superioridad de los modelos hidrológicos de base física, acoplados y a escala diaria, y se subraya la urgencia de revisar el marco normativo de la IPH para reducir la subjetividad y estandarizar los criterios técnicos, garantizando así decisiones más coherentes y fundamentadas en la planificación hidrológica nacional. De igual manera, aporta una herramienta clave para la modelización de numerosas cuencas, justificando la búsqueda del régimen natural y desempeñando tareas de validación de productos climáticos para su empleo en la modelización hidrológica en España.

Palabras clave: Política del medio ambiente, Hidrología, Simulación, Aguas Superficiales, Aguas Subterráneas, Bases de datos.

ABSTRACT

Sustainable management of water resources in regions with highly regulated rivers, such as Spain, faces the critical challenge of accurately estimating environmental flows. Spanish legislation, through the Hydrological Planning Instruction (IPH), offers methodological flexibility that introduces significant technical and legal uncertainty in these estimations. This doctoral thesis addresses this issue by developing and validating advanced hydrological modeling methodologies to enhance the reliability of environmental flow estimates, while evaluating and quantifying uncertainties associated with data, model coupling and integration, and the regulatory framework. The research was carried out progressively. First, different approaches for generating reliable daily flow series are compared, showing that monthly calibration of the SWAT+ model followed by temporal disaggregation yields more accurate results than direct daily-scale calibration, which tends to underestimate low flows. Second, the limitations of conventional models, such as SWAT+, are addressed by improving the representation of surface-subsurface water interactions through the coupled SWAT+*gwflow* model. This approach, combined with a novel low-flow-specific calibration, proved superior to the standalone SWAT+ model, correcting systematic underestimation and more realistically reproducing the river's natural flow regime. As a strategic case study, these methodologies were applied to the upper Tagus River basin. The analysis revealed that the flexible application of the IPH generates high uncertainty: using monthly instead of daily data overestimates environmental flows by up to 12%, and results are highly sensitive to the length of the time series and the intra-annual variation factors employed. Finally, the BULL database, a large-scale hydrological dataset covering 484 Spanish basins, was developed. Combined with technical validation methodologies, it identified only 149 non-altered basins, highlighting the high degree of anthropization and the need for modeling to reconstruct natural conditions. Overall, this thesis provides a solid scientific foundation for more transparent and robust water management. It demonstrates the superiority of physically based, coupled, daily-scale hydrological models and emphasizes the urgent need to revise the IPH framework to reduce subjectivity and standardize technical criteria, ensuring more coherent and

scientifically grounded decisions in national hydrological planning. Additionally, it offers a key tool for modeling numerous basins, justifying the pursuit of natural flow regimes and supporting the validation of climatic products for hydrological modeling in Spain.

Keywords: Environmental policy, Hydrology, Simulation, Surface water, Groundwater, Databases.

I – INTRODUCCIÓN

I - INTRODUCCIÓN

1.1. LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS Y LA DEGRADACIÓN AMBIENTAL

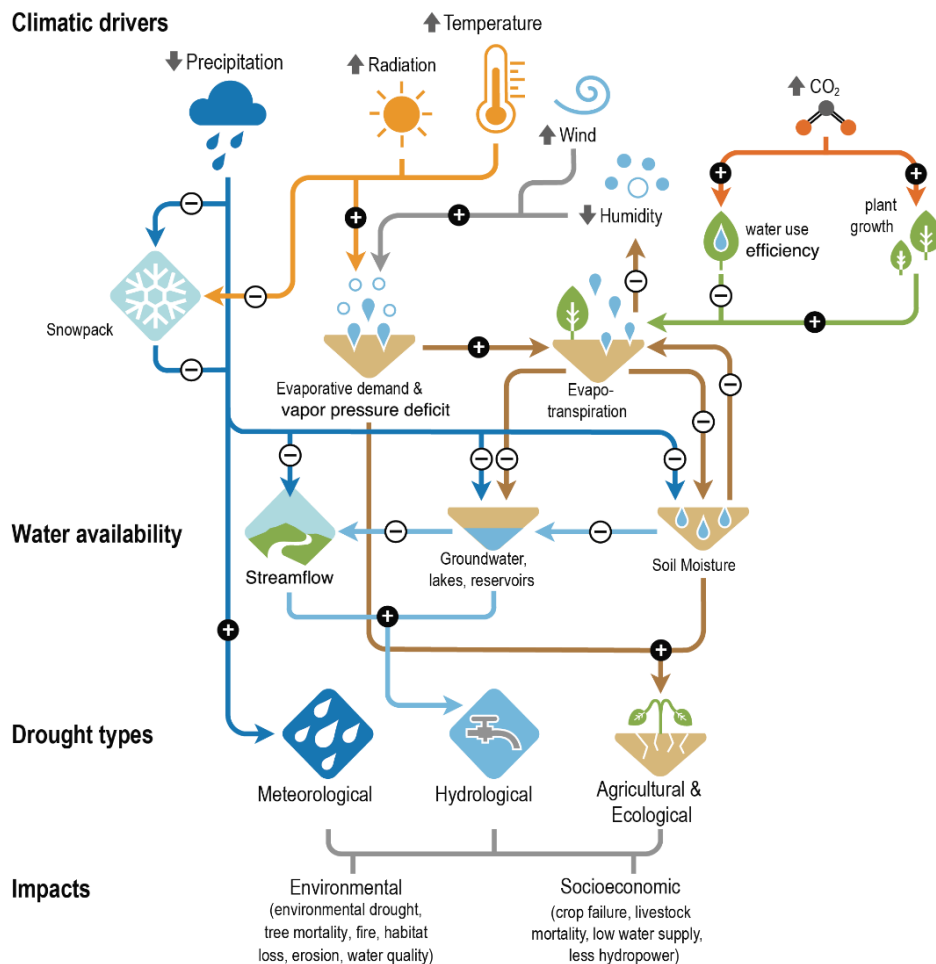
El agua es un recurso circulante que se encuentra en diferentes estados y depósitos, moviéndose entre ellos mediante flujos que conforman el ciclo del agua (USGS, 2022). Aunque la mayoría de los recursos hídricos se consideran renovables, su tasa de reposición y accesibilidad varían significativamente en función de las condiciones climáticas (Loucks y Van Beek, 2017). Esto tiene posibles implicaciones para su gestión (Falkenmark y Rockström, 2006; Postel et al., 1996) y ha motivado la clasificación de los recursos hídricos en agua azul (lagos, ríos, aguas subterráneas y glaciares) y agua verde (lluvia, agua del suelo y seres vivos) (Falkenmark, 1995). Si bien la evaluación y la gestión de los recursos hídricos se han centrado tradicionalmente en el agua azul (Hoekstra et al., 2012), el agua verde es un factor determinante en las tasas de reposición y constituye la principal fuente de agua (Rockström et al., 2009).

La mayor parte de los recursos hídricos accesibles se ubican en acuíferos relativamente poco profundos y en grandes lagos (por ejemplo, el lago Baikal en Rusia, que almacena alrededor del 20 % del total de agua dulce no congelada del mundo), con tasas de reposición que pueden tardar desde décadas hasta cientos o miles de años (Oki y Kanae, 2006). Por lo tanto, es imperativo abordar la sostenibilidad de los recursos hídricos considerando el agua precipitada menos la evapotranspirada como los recursos máximos disponibles de agua dulce renovable (es decir, agua azul renovable).

La precipitación es un factor determinante en la disponibilidad del agua. Su distribución espacial en el planeta es heterogénea y se ve afectada por factores como la latitud, la distancia a los océanos, la topografía y otros elementos (Mekonnen y Hoekstra, 2016). Factores tales como la geología, la cobertura del suelo o el relieve, entre otros, determinan los procesos hidrológicos y, por ende, también resultan relevantes para la disponibilidad de recursos hídricos. Las áreas más áridas del planeta se ubican en torno a las latitudes 30° N y S, donde se encuentran los desiertos de mayor extensión. Las áreas que presentan mayor humedad se ubican en las proximidades del ecuador o asociadas a sistemas

montañosos. Asimismo, es importante señalar que la distribución de las precipitaciones también es desigual si se tiene en cuenta el tiempo. La variabilidad interanual e intra-anual puede ser considerable, dependiendo de las condiciones y los fenómenos climáticos, que actualmente están experimentando cambios y generando condiciones más frecuentes e intensas (WMO, 2023). La gestión de los recursos hídricos debe considerar esta variabilidad (Fig. 1), garantizando la reserva de agua azul para los períodos en los que escasea el agua verde (Savenije, 2000).

Figura 1. Factores climáticos en condiciones de sequía e impactos sobre la disponibilidad de los recursos hídricos



Fuente: Figura 8.6 del capítulo 8 del Sixth Assessment Report (AR6) del IPCC (2023) correspondiente a los cambios en el ciclo hídrico. Los signos más (+) y menos (-) denotan la dirección del cambio en los factores climáticos.

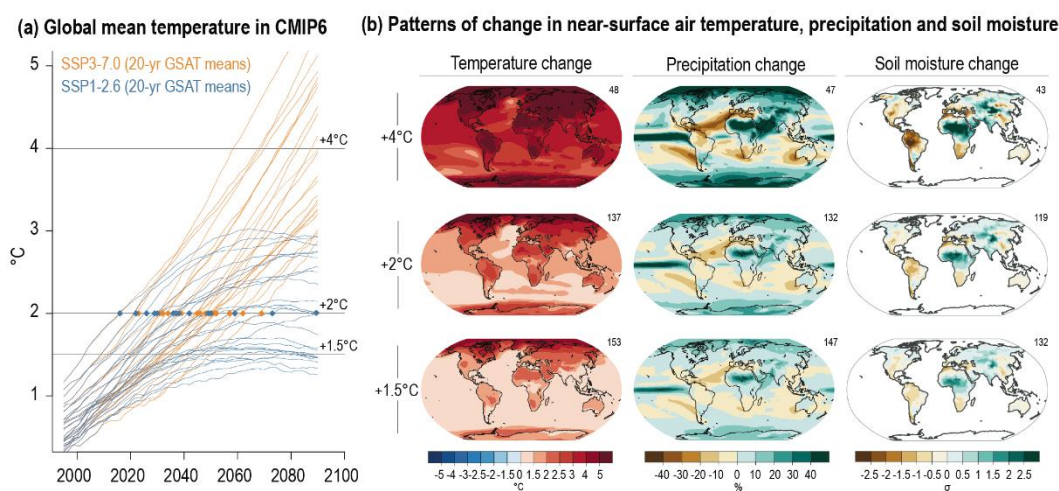
1.1.1. El impacto del cambio climático sobre los recursos hídricos

Como es sabido, la temperatura de la atmósfera, la tierra y los océanos ha experimentado un incremento constante desde principios del siglo pasado, siendo especialmente notable en las últimas décadas. Durante la última década, se han registrado temperaturas globales más elevadas que en cualquier otro período desde 1850, y la temperatura media anual en 2024 ha superado por primera vez la anomalía de 1,5 °C respecto al nivel preindustrial (CCCS, 2025), un objetivo establecido como límite en el Acuerdo de París (UNFCCC, 2015). Queda en evidencia que los esfuerzos llevados a cabo por numerosos países y organismos a nivel global han sido insuficientes para evitar un incremento de 2 °C en la temperatura global, que se ha señalado como crítico. Las concentraciones más elevadas de dióxido de carbono incrementan la temperatura, y las políticas implementadas se enfocan en la reducción de la emisión de este y otros gases, especialmente los provenientes de los procesos de combustión. Sin embargo, el cambio climático está reequilibrando todos los sistemas de la tierra, por lo que la evaluación de este fenómeno y la aplicación de medidas para minimizar sus efectos deben considerar una dimensión holística y global (Richardson et al., 2023).

En este sentido, el sexto informe de evaluación (AR6) del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) indica que las proyecciones se ven influenciadas por la incertidumbre, debido a posibles respuestas no lineales y cambios abruptos (IPCC, 2023). Los efectos del cambio climático en el ciclo hídrico global también son evidentes. El aumento de la temperatura del agua, la tierra y la atmósfera ha incrementado las precipitaciones y la evaporación: entre el 1% y 3% por cada 1 °C (Douville et al., 2021). Estos efectos podrían agravarse en el futuro si no se reducen considerablemente las emisiones de gases de efecto invernadero. Según los modelos futuros que definen el impacto del cambio climático definidos por el IPCC, conocidos como “Shared Socioeconomic Pathways” (SSPs), se espera que las precipitaciones globales aumenten en torno a un 2,4 % y un 8,3 % para 2081-2100 en relación con el período histórico 1995-2014 para los escenarios SSP1-1.9 y SSP5-8.5, respectivamente. La Figura 2 muestra la vinculación que existe entre los escenarios y los niveles de calentamiento global, así como ejemplos que evidencian la evolución de los patrones de cambio en relación con dichos niveles. En (a) se presenta un ejemplo ilustrativo de los niveles de calentamiento global, definidos como la respuesta de la temperatura global de la superficie ante las emisiones de

origen antropogénico en simulaciones sin restricciones del Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados, Fase 6 (CMIP6), para dos escenarios de emisiones representativos (SSP1-2.6 y SSP3-7.0). En (b) se muestran los patrones de respuesta promedio multi-modelo y multi-simulación del cambio en la temperatura del aire cerca de la superficie, las precipitaciones (expresadas como cambio porcentual) y la humedad del suelo (expresada en desviaciones estándar de la variabilidad interanual) para tres niveles de calentamiento global.

Figura 2. Escenarios para distintos niveles de calentamiento global y patrones de cambio



Fuente: Figura 5 del Resumen Técnico del Sixth Assessment Report (AR6) del IPCC (2023).

A pesar del aumento previsto a nivel global de la precipitación, la distribución de la misma es notoriamente desigual en las distintas regiones del planeta, anticipándose de hecho una disminución de esta variable en numerosas regiones áridas de latitudes medias y subtropicales. Se prevé que la estacionalidad de las precipitaciones y de la disponibilidad de agua aumente a escala mundial, con un alto grado de certeza en las regiones del Mediterráneo y el sur de África. De igual manera, se espera un incremento en la evaporación a escala global, con excepciones regionales en áreas de sequía. Independientemente de estas excepciones, causadas por la falta de disponibilidad de agua, el aumento de las temperaturas provocará un incremento de la evapotranspiración potencial (ETP) en todas las regiones. En consecuencia, se prevé un incremento general en la

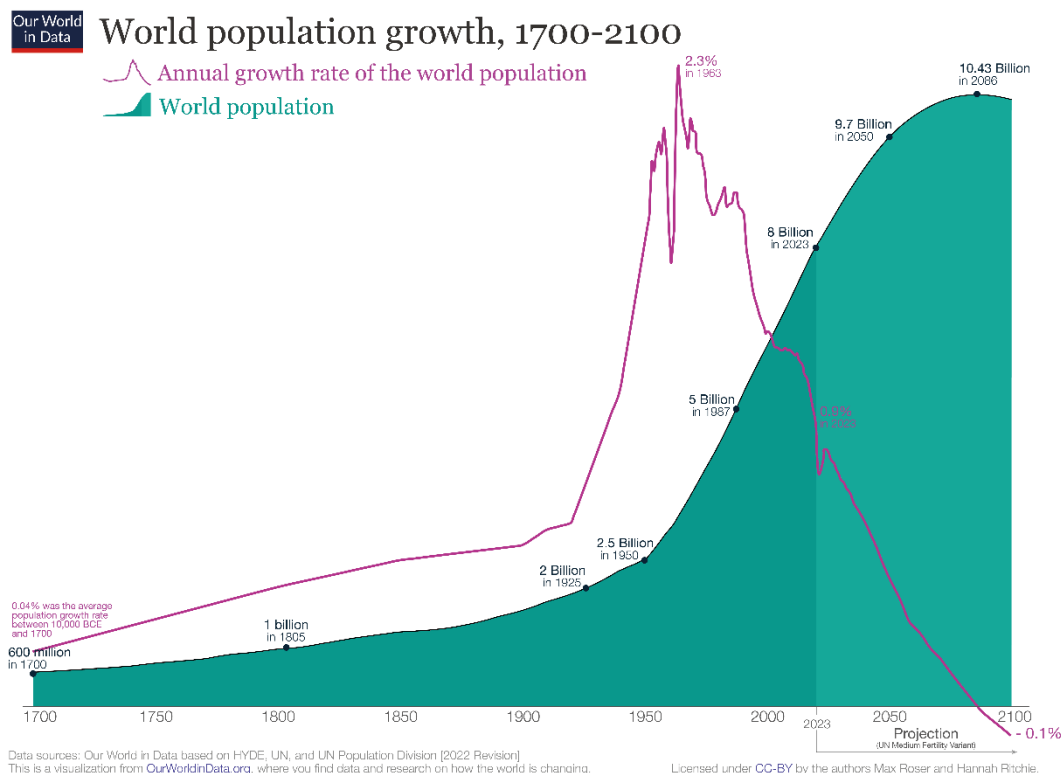
fracción de agua de lluvia retorna a la atmósfera por evapotranspiración. Se anticipa también que la humedad del suelo podría disminuir debido a la creciente demanda de agua atmosférica en la mayoría de las regiones, lo que podría tener implicaciones significativas para los ecosistemas y la producción de alimentos. En lo que respecta a los efectos sobre el caudal de los ríos a nivel mundial, la intensificación del ciclo del agua provocará un aumento de esta variable a escala global, aunque al igual que para la precipitación, estos efectos variarán en función de la región (Douville et al., 2021). Los fenómenos o condiciones extremas relacionados con los recursos hídricos, tales como lluvias torrenciales, sequías e inundaciones, han experimentado un aumento en frecuencia y magnitud. Se prevé que estos fenómenos continúen intensificándose en condiciones de mayor calor en la mayoría de los continentes (Seneviratne et al., 2021). Con ello, uno de los mayores retos que plantean los estudios sobre la adaptación al cambio climático es salvar la brecha entre las evaluaciones globales y las regionales/locales en lo que a la gestión de los recursos hídricos respecta, ya que, para proceder a la implementación de medidas de adaptación, los responsables de la toma de decisiones necesitarán información detallada, al menos, a nivel nacional de este tipo de tendencias (Krishnamurthy et al., 2014).

1.1.2. El factor demográfico como desafío para la sostenibilidad hídrica

Las poblaciones humanas y los ecosistemas dependen de la disponibilidad de recursos hídricos, lo que a su vez explica su distribución. La gestión de los recursos hídricos surgió con el inicio de la civilización (Koutsoyiannis, 2014), estando el declive o la extinción de varias civilizaciones estrechamente vinculados a la escasez de agua. Las modificaciones actuales del sistema hídrico mundial por causa de las actividades humanas (extracciones de agua, cambios en el uso del suelo, contaminación del agua o cambio climático, entre otras) son tan relevantes que algunas se han incluido en el ciclo del agua (Hoff, 2009). La gestión del agua debe garantizar la disponibilidad de recursos hídricos con la calidad suficiente para satisfacer las demandas medioambientales y humanas. El estudio del clima, los sistemas hidrológicos y la gestión del agua contribuye a este objetivo crucial (Vogel et al., 2015).

En la figura 3 se muestra el tiempo que tardó la población mundial en duplicarse. El eje vertical representa el tiempo transcurrido hasta alcanzar la duplicación demográfica y el eje horizontal, se muestra el año en el que se alcanzó un determinado nivel de población. En el pasado la población crecía lentamente: se necesitaron casi siete siglos para que la población se duplicara, pasando de 250 millones (a principios del siglo IX) a 500 millones a mediados del siglo XVI. A medida que la tasa de crecimiento aumentaba lentamente, el tiempo necesario para que la población se duplicara se redujo, pero siguió siendo del orden de siglos hasta la primera mitad del siglo XX, cuando comienza a acelerarse considerablemente el crecimiento. El crecimiento más rápido de la población mundial se produjo entre 1950 y 1987, pasando de 2500 a 5000 millones de personas en solo 37 años, es decir, la población se duplicó en poco más de una generación. Este periodo se caracterizó por un pico de crecimiento demográfico del 2,3 % en 1963.

Figura 3. Crecimiento de la población mundial y proyección futura



Fuente: Max Roser and Hannah Ritchie (2023) – Disponible online en [OurWorldinData.org](https://ourworldindata.org).

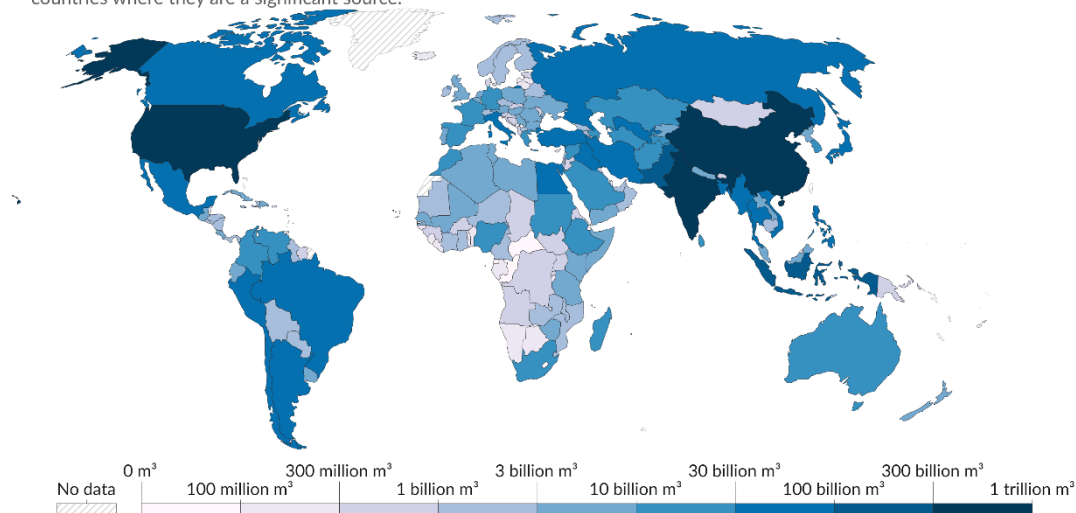
El consumo de recursos hídricos ha experimentado un notable incremento en las últimas décadas, debido al crecimiento de la población humana —que se ha triplicado en los últimos 70 años (Fig. 3)— y al aumento de la actividad económica. La sostenibilidad de los recursos hídricos requiere que las extracciones de agua no excedan las tasas de recarga. Sin embargo, en muchas regiones, estas tasas han sido superadas desde hace décadas (Gleick, 2000). Las consecuencias de la sobreexplotación de los recursos hídricos, tales como el agotamiento de los acuíferos y los lagos, ya son evidentes en numerosas regiones (por ejemplo, Loodin, 2020; Bilbao-Barrenetxea et al., 2024). Se estima que las extracciones totales de los seres humanos rondan los 4000 km³ (Fig. 4), lo que representa menos del 10 % del total de agua azul renovable a escala mundial. No obstante, la mayor parte de la producción de alimentos depende de la agricultura de secano (es decir, del agua verde) y, por lo tanto, el uso indirecto del agua es mucho mayor (Liu y Yang, 2010; Savenije, 2000).

Figura 4. Extracciones anuales de agua dulce a nivel mundial. Los volúmenes se muestran en m³

Annual freshwater withdrawals, 2021

Our World
in Data

Annual freshwater withdrawals refer to total water withdrawals, not counting evaporation losses from storage basins, measured in cubic metres (m³) per year. Total water withdrawals are the sum of withdrawals for agriculture, industry and municipal (domestic uses). Withdrawals also include water from desalination plants in countries where they are a significant source.



Data source: Food and Agriculture Organization of the United Nations, OECD, and World Bank (2025)
OurWorldinData.org/water-use-stress | CC BY

Fuente: Food and Agriculture Organization of the United Nations, OECD, and World Bank (2025) –
Disponibile online en OurWorldinData.org

La escasez de agua se produce cuando la demanda de agua es mayor que su disponibilidad, y puede medirse como el porcentaje de recursos hídricos renovables necesarios para satisfacer las demandas humanas, es decir, el estrés hídrico (Eliasson, 2015). Si bien la mayor parte del mundo sufre un estrés hídrico de bajo a moderado (5-30 %), algunas regiones muy pobladas sufren un estrés hídrico grave (> 40 %), lo que afecta a un gran número de personas. En Mekonnen y Hoekstra (2016) se estimó que dos tercios de la población mundial viven en condiciones de escasez de agua al menos durante un mes al año, siendo las principales causas la elevada población, las extensas zonas de regadío y la contaminación del agua. La mala calidad del agua limita su uso para diversos fines, como la agricultura, el consumo humano y los procesos ecológicos (Mateo-Sagasta et al., 2018), lo que, en consecuencia, provoca escasez de agua. El alto estrés hídrico en determinadas regiones ha motivado el uso de fuentes de agua no convencionales, como la desalinización y el agua reutilizada (conocida como agua gris) (Darre et al., 2018; Van de Walle et al., 2023). Debido al uso de estas fuentes no convencionales, el estrés hídrico en algunos países puede superar el 100%.

1.1.3. La salud de los ecosistemas fluviales. Un enfoque desde los caudales ecológicos

La salud de los ecosistemas fluviales es fundamental para el bienestar humano y la sostenibilidad ambiental. Estos sistemas no solo albergan una rica biodiversidad, sino que también proporcionan servicios ecosistémicos esenciales, como la depuración natural del agua, la mitigación de inundaciones y la recarga de acuíferos subterráneos (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). No obstante, el desarrollo socioeconómico, el cambio climático y la creciente demanda de agua con el paso de los años han sometido a estos ecosistemas a una presión sin precedentes. El aumento constante de la actividad humana, la construcción de infraestructuras hidráulicas como presas y embalses, la extracción masiva de agua y la contaminación han alterado los regímenes naturales de los ríos, comprometiendo su funcionalidad y su capacidad para proveer estos servicios vitales. En los ríos con una antropización intensa, el caudal representa una de las variables más importantes para definir las características ecológicas fundamentales de un ecosistema fluvial (Norris y Thomas, 1999).

Para contrarrestar esta degradación y mitigar el deterioro ambiental, surge el concepto de caudal ecológico (o caudal ambiental) como un pilar fundamental en la gestión moderna de los recursos hídricos. El caudal ecológico se define como el régimen de caudal mínimo necesario en un río para mantener su ecosistema y los servicios que este proporciona (Arthington et al., 2006; Poff et al., 2010; Palau y Alcázar, 2012). A diferencia de los enfoques tradicionales que priorizaban el uso humano, este concepto reconoce el derecho del río a una cantidad y un régimen de flujo que permitan la supervivencia y el funcionamiento de sus componentes biológicos y físicos. Su implementación no implica la prohibición de extracciones, sino un equilibrio entre las demandas humanas y las necesidades del ecosistema para asegurar su resiliencia y salud a largo plazo.

La alteración del régimen de caudal natural puede tener efectos devastadores que van más allá de la pérdida de biodiversidad. La reducción o el estancamiento de los flujos puede ocasionar un incremento de la temperatura del agua y una disminución de los niveles de oxígeno disuelto, afectando negativamente a la vida acuática (Poff et al., 1997). Además, la ausencia de crecidas periódicas, fundamentales para el transporte de sedimentos y la formación de hábitats ribereños, puede ocasionar una degradación de la morfología del cauce y una reducción de la conectividad lateral entre el río y su llanura de inundación (Poff y Zimmerman, 2010). Esto destaca la necesidad de reevaluar las prácticas de gestión hídrica, evolucionando desde un modelo centrado únicamente en el suministro hacia uno que integre la gestión sostenible y la conservación del río como prioridad fundamental (Tharme, 2003).

En Europa, la Directiva Marco del Agua (DMA, EPC, 2000) ha sido la principal ley de protección de los recursos hídricos desde el año 2000. En ella se recogen buenas prácticas para su gestión, como llevarla a cabo a escala de cuenca o cooperar entre países, con el objetivo de establecer un uso sostenible de los recursos hídricos. La DMA define el estado ecológico de las masas de agua superficiales como «bueno» cuando sus elementos biológicos, químicos e hidromorfológicos se desvían solo ligeramente de las condiciones de referencia. Sin embargo, es poco probable que las masas de agua superficiales con alteraciones significativas del caudal alcancen un buen estado ecológico, dada la importancia de los regímenes de caudal para los elementos que definen tal estado. Aunque la DMA no utiliza explícitamente el término “caudales ecológicos”, su aplicación se

considera una medida crucial para alcanzar los objetivos medioambientales de la directiva (Mezger et al. 2019). La integración de los caudales ecológicos en la legislación y en la planificación hídrica es un paso crucial hacia la gobernanza del agua. A nivel global, numerosos países y cuencas hidrográficas están adoptando este enfoque para restaurar ríos y garantizar la sostenibilidad de los recursos hídricos, cubriendo la necesidad de compatibilizar el desarrollo socioeconómico con la protección de los ecosistemas. La gestión del agua en el siglo XXI no puede limitarse a la cantidad disponible, sino que debe incorporar la variable ecológica para asegurar que los ríos sigan siendo sistemas vivos y resilientes.

1.2. EL DESAFÍO HÍDRICO Y LA REGULACIÓN FLUVIAL EN ESPAÑA

1.2.1. La alta regulación y antropización de los ríos españoles

La península ibérica, dominada por un clima mediterráneo, es una de las regiones en las que se prevén los efectos del cambio climático mencionados anteriormente, por lo que es una de las regiones del mundo en las que la amenaza del cambio climático sobre la disponibilidad de recursos hídricos es grave (Douville et al., 2021; WMO, 2023). Esta península tiene una superficie aproximada de 583.000km² y cuenta con unos 58,5 millones de habitantes. Cuatro países tienen su territorio, o al menos parte de él, en esta región, pero España es el más grande y significativo en términos de superficie (85 %) y población (77 %). Portugal ocupa la mayor parte del territorio restante y concentra la mayor parte de la población restante. Ya se ha experimentado una reducción de la disponibilidad de recursos hídricos en muchos ríos españoles (Lorenzo-Lacruz et al., 2012; Mezger et al., 2022), lo que, junto con un aumento del 30 % en el consumo de agua para satisfacer la demanda humana (Cazcarro et al., 2013), convierte a España en uno de los países con mayor presión sobre los recursos hídricos de Europa (EEA, 2024). El aumento de las temperaturas y la reducción de las precipitaciones son los principales factores que influyen en esta disminución, pero también son importantes otros factores, como el aumento de la demanda de agua (especialmente para el riego), la sobreexplotación de los recursos hídricos subterráneos, los cambios en el uso del suelo (como el abandono de los cultivos de secano en favor de la forestación o la

agricultura de regadío) o los trasvases de agua (Gallart et al., 2011; Coch y Mediero, 2016; San-Martín et al., 2020).

En España, la gestión de los recursos hídricos es un tema complejo, con una marcada dualidad entre la escasez natural que se evidencia en las zonas del sur y el superávit que contrasta en el norte del país, agravado por uno de los sistemas de regulación fluvial más densos del mundo. El modelo de gestión del agua en España se ha basado históricamente en la oferta, con la construcción de un gran número de presas y embalses para almacenar grandes volúmenes en los períodos húmedos y su posterior uso en los secos. Esta estrategia, si bien ha sido clave en los para el desarrollo económico y agrícola del territorio, también ha generado grandes impactos ecológicos. Esta situación es el resultado de una intensa antropización que incluye la construcción de más de 1200 grandes presas, lo que posiciona a España como uno de los países con mayor número de grandes presas per cápita del a nivel mundial según el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD, 2021). De hecho, tan solo el 25% de la superficie de la España peninsular no drena hacia una de las 823 grandes presas registradas en la base de datos GOODD (GLObal georeferenced Database of Dams) (Mulligan et al., 2020). Muchas de estas presas se construyeron a mediados del siglo XX (Tabla 1) con la finalidad de impulsar el desarrollo socioeconómico del país. Este tipo de infraestructuras de regulación artificial altera significativamente el régimen hidrológico natural de los ríos, fragmentando sus cuencas, interrumpiendo la conectividad longitudinal y transversal, y modificando los hábitats de las especies acuáticas (Daniels et al., 2023). Esta extensa red de infraestructuras hidráulicas, junto con el consumo de agua para la agricultura de regadío (que representa el 75% del consumo total), ha alterado profundamente los regímenes naturales de los ríos españoles (Berbel et al., 2019).

Tabla 1. Evolución del número de presas en España

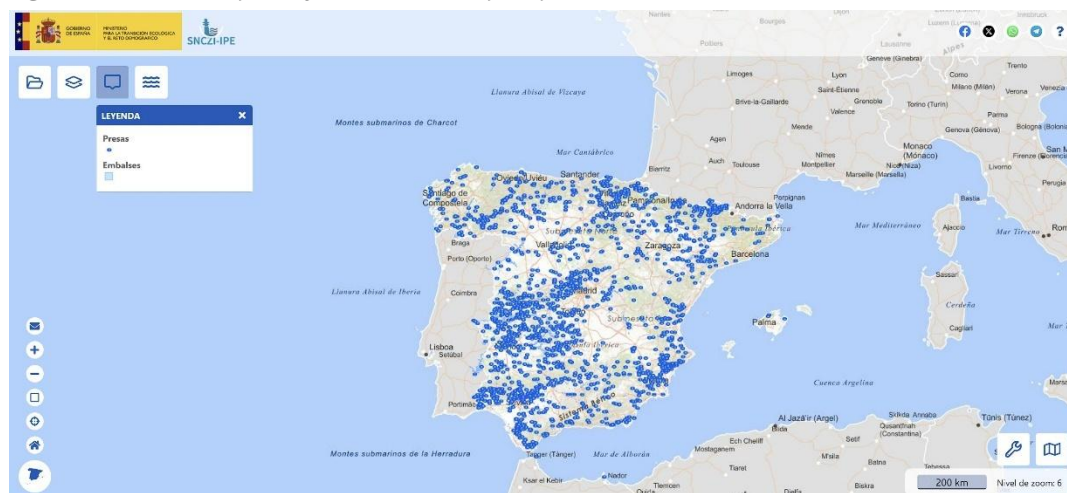
Decenio	Presas	Porcentaje
Antes de 1900	60	1,65 %
1900-1909	23	0,63 %
1910-1919	66	1,81 %
1920-1929	48	1,32 %

1930-1939	60	1,65 %
1940-1949	87	2,39 %
1950-1959	227	6,23 %
1960-1969	278	7,63 %
1970-1979	258	7,08 %
1980-1989	243	6,67 %
1990-1999	252	6,92 %
Posteriores al 2000	182	5,00 %
Sin fecha	1.859	51,03 %

Fuente: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD)

La alta regulación fluvial en España no solo tiene consecuencias desde el punto de vista ecológico, sino que también influye en la calidad del agua. La retención de agua en los embalses aumenta su tiempo de residencia, lo que puede provocar un aumento de la temperatura del agua, la proliferación de algas y una disminución de los niveles de oxígeno disuelto, especialmente en verano. Esto compromete la calidad del agua para consumo humano y uso agrícola, y degrada los ecosistemas acuáticos (Gupta et al., 2023). Además, la gestión de estas infraestructuras es un desafío ante los nuevos escenarios de cambio climático, que alteran los patrones de precipitación y aumentan la evaporación, poniendo en duda la efectividad a largo plazo del modelo de regulación actual. En la actualidad, la gestión del agua en España busca transitar de un modelo centrado en la oferta a uno basado en la demanda y la sostenibilidad, en línea con la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (DMA). Este cambio de paradigma implica la necesidad de rehabilitar ríos, reducir la presión sobre los recursos hídricos y, en algunos casos, considerar la remoción de barreras obsoletas para restaurar la conectividad fluvial. La planificación hidrológica del futuro debe equilibrar el desarrollo socioeconómico con la salud de los ecosistemas fluviales, reconociendo el valor de un río vivo y funcional para la seguridad hídrica a largo plazo del país (Mezger et al., 2021). La figura 5 muestra el inventario de presas y embalses que refleja el gran porcentaje ocupación de las infraestructuras de regulación en el territorio español.

Figura 5. Inventario de presas y embalses de la España peninsular



Fuente: Visor del Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables (SNCZI-IPE).

1.2.2. Marco legislativo. La implementación de los caudales ecológicos en España

La Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH, 2008) proporciona la base jurídica y técnica para definir los caudales ecológicos en la planificación de las cuencas fluviales (Baeza Sanz et al., 2018). Conceptualiza los caudales ecológicos como un régimen compuesto por varios componentes, entre los que se incluyen los caudales mínimos y máximos, los caudales necesarios para los procesos ecológicos clave y las tasas de variación de los caudales para controlar los cambios hidrológicos. Entre ellos, la IPH concede especial importancia a la definición de los caudales mínimos, recomendando el uso de metodologías hidrológicas e hidrobiológicas (basadas en el hábitat) para su estimación. Sin embargo, no ofrece orientación sobre otros enfoques, como los métodos hidráulicos u holísticos, que quedan excluidos de su ámbito oficial (Baeza Sanz et al., 2018). A pesar de esto, la legislación española exige desde el año 2001 la definición y aplicación de caudales ecológicos en los planes hidrológicos de cuenca (PHC), aunque este concepto aún no se ha implementado en ninguna clasificación hidrológica a nivel nacional (Belmar et al., 2011).

A pesar de ser el marco oficial para determinar los caudales ecológicos, su naturaleza flexible y la variedad de metodologías que permite —desde percentiles hidrológicos hasta medias móviles o modelos hidrobiológicos— dan lugar a una amplia gama de resultados posibles (Mezger et al., 2019). Esta variabilidad, aunque cumple con la IPH, depende en gran medida de decisiones subjetivas, como el método seleccionado, la resolución temporal de la serie de caudales empleados (mensual o diaria), la longitud del período de cálculo y los factores de ajuste intra-anual. Como resultado, la aplicación de la IPH no produce un valor único o coherente, sino más bien un amplio conjunto de estimaciones plausibles que introducen una considerable incertidumbre técnica y jurídica. Reducir esta incertidumbre es esencial para mejorar la transparencia, la toma de decisiones y la confianza de las partes interesadas en las evaluaciones de los caudales ecológicos. Para la definición de estos caudales mínimos, la IPH se inclina por indicadores estadísticos derivados de datos de caudal natural a escala diaria de los ríos que abarquen al menos dos décadas (20 años de datos continuos). Estos indicadores suelen incluir percentiles de caudal, como Q95 y Q85, que reflejan los extremos de caudal bajo relevantes para la salud ecológica. Como alternativa, también se pueden emplear métodos de media móvil, como el cálculo de la media de los caudales mínimos anuales de 21 o 25 días. La duración de estos intervalos de promedio no está definida de forma rígida y debe elegirse en función del análisis de la curva de duración del caudal. En la cuenca del río Tajo, por ejemplo, estudios anteriores han utilizado intervalos de tiempo de 21 y 25 días (Baeza Sanz y García De Jalón, 1997). Un método hidrológico más refinado, conocido como QBM (método de caudal básico), desarrollado por Palau y Alcázar (2012), se utiliza ampliamente en la práctica, a pesar de no estar explícitamente referenciado en la IPH (Senent-Aparicio et al., 2021).

Cuando no se dispone de registros diarios directos en un punto o tramo de interés, la IPH autoriza dos alternativas metodológicas: la creación de una serie de caudales diarios mediante modelos hidrológicos o la desagregación de una serie de caudales naturales mensuales utilizando patrones diarios de estaciones de medición naturales o cuasi naturales cercanas. Estos enfoques tienen por objeto garantizar que se preserve la variabilidad diaria esencial natural del río, especialmente durante los períodos de caudal bajo, que son críticos desde el punto de vista ecológico. Además, cuando se aplican métodos hidrobiológicos, se

recomienda el uso de otros percentiles de caudal, como Q10 y Q25, especialmente en situaciones en las que las curvas de relación entre caudal y hábitat no muestran máximos claros (Baeza Sanz et al., 2018; Palau y Alcázar, 2012). Estos indicadores alternativos proporcionan una base estadística más amplia para evaluar la dinámica entre caudal y hábitat.

En resumen, la IPH establece un marco flexible pero técnicamente riguroso para la estimación del caudal ecológico. Si bien describe las metodologías y herramientas estadísticas preferidas, deja margen para el criterio de los expertos a la hora de elegir las ventanas temporales y las fuentes de datos adecuadas, siempre que estas elecciones estén bien fundamentadas. No obstante, esta apertura metodológica puede introducir variabilidad y subjetividad en las estimaciones de caudales ecológicos. Garantizar una aplicación coherente, transparente y ecológicamente justificada de las directrices de la IPH sigue siendo fundamental para mejorar la solidez y la legitimidad de las decisiones de regulación de caudales en las cuencas hidrográficas españolas.

1.2.3. Caso emblemático: La cuenca del Tajo y el trasvase Tajo-Segura

Los trasvases entre cuencas hidrográficas son uno de los temas más controvertidos en la planificación de los recursos hídricos, ya que suelen generar conflictos entre las regiones cedentes y receptoras (Zhang et al., 2015). La cuenca del río Tajo, situada en el centro de la península ibérica y extendida entre España y Portugal, es la cuenca más poblada de la región. Su relevancia se debe tanto a su importancia socioeconómica como a la presencia del Trasvase Tajo-Segura, la mayor infraestructura hidráulica de España (Shumilova et al., 2018). Esta infraestructura, construida en la década de 1970, permite derivar hasta 650 hm³ anuales desde los embalses de Entrepeñas y Buendía, situados en la cabecera del río Tajo, hacia el sureste peninsular para abastecimiento urbano y riego. Desde que comenzó a operar en 1979, el trasvase Tajo-Segura ha estado rodeado de una intensa controversia, convirtiéndose en un asunto central en la gestión hídrica del país y generando tensiones entre los distintos implicados (Senent-Aparicio et al., 2021b). Uno de los principales puntos de fricción es el caudal ecológico fijado para el río Tajo, que condiciona el volumen máximo mensual de trasvase (Valerio et al., 2023). El Plan Hidrológico de la Demarcación del Tajo 2021-2027 (CHT, 2021) elevó

recientemente este caudal hasta 8,6 m³/s a partir de 2027. Mientras que en la cuenca cedente se considera insuficiente (Baeza Sanz, 2021), en la receptora —el sureste español— se percibe como un valor sobredimensionado y sin una base científica sólida, ya que podría reducir los volúmenes futuros de trasvase en torno a un 50% (PricewaterhouseCoopers, 2020).

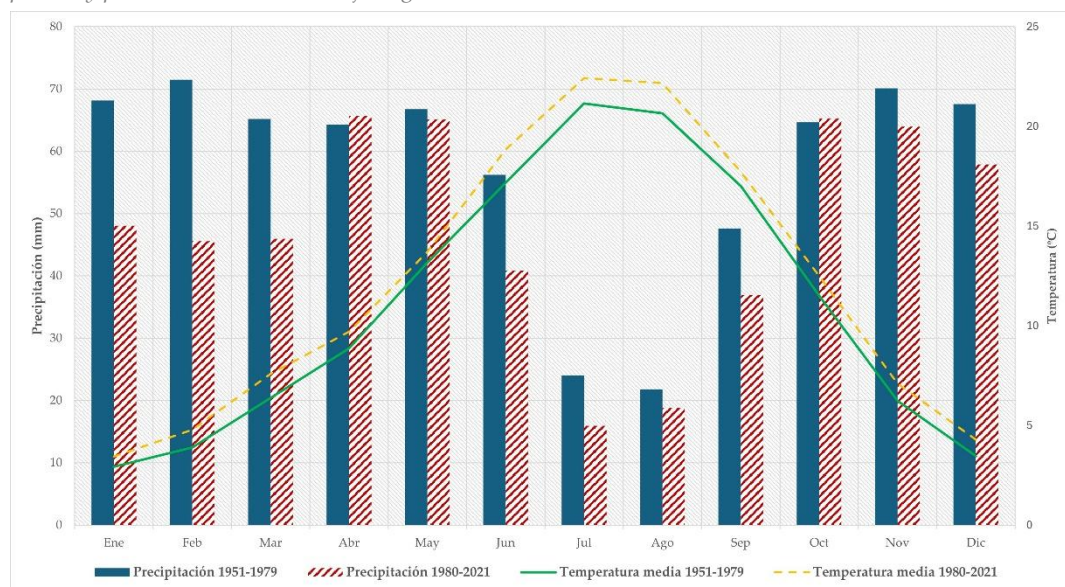
A pesar de esta controversia, el trasvase Tajo-Segura desempeña un papel esencial en el desarrollo socioeconómico del sureste español, especialmente en las provincias de Murcia, Alicante y Almería. El agua transferida sostiene una agricultura de regadío intensiva y de alto valor añadido, que contribuye de manera decisiva a las exportaciones agroalimentarias nacionales y al empleo regional (Rupérez-Moreno et al., 2017). Asimismo, garantiza el abastecimiento urbano de más de 2,5 millones de personas y respalda el turismo, otro motor clave de la economía del sureste (Buendía Azorín et al., 2025). En este contexto, una reducción significativa de los volúmenes trasvasados podría tener graves repercusiones económicas y sociales para esta parte del territorio.

Por lo expuesto anteriormente, la garantía y correcta gestión de los recursos hídricos de la cabecera del Tajo basados en su disponibilidad es crucial para esta zona del sureste peninsular. En el estudio de Mezger et al. (2022) se analiza la evolución de variables climáticas e hidrológicas en las últimas décadas en esta cuenca, considerando la mayoría de las subcuencas de la zona de cabecera (con régimen fluvial natural) a partir de registros de caudales observados y de un modelo climático con datos mensuales de precipitación y temperatura media para el periodo 1950-2010. Se identificó una reducción del caudal, especialmente a partir de 1980, con un descenso medio anual de -1,4% en el conjunto de las subcuencas, llegando a valores de hasta -3,5% en algunos casos. El estudio concluyó que el aumento de la temperatura, la expansión forestal debida al abandono agrícola y el incremento de la superficie de regadío fueron los principales factores de la reducción de caudales.

Por otra parte, en Martínez-Pérez et al. (2023) evalúan los impactos del cambio climático en las cabeceras del Tajo mediante el análisis de la evolución de la precipitación y la temperatura entre 1950 y 2019, así como de las aportaciones a los embalses de Entrepeñas y Buendía. Se constató una clara reducción de la disponibilidad de recursos hídricos en la región, con descensos aproximados del 15% en la precipitación y del 50% en las aportaciones a los embalses al comparar el

periodo 1951-1980 con 1981-2019. Pese a estas reducciones en precipitación y caudales, el volumen transferido por el trasvase Tajo-Segura se ha mantenido, desde su entrada en funcionamiento en 1979, lo que ha agravado aún más la reducción de caudales aguas abajo. Estos y otros estudios (Cañizares et al., 2022; Morote et al., 2017) subrayan el efecto agravante del trasvase en esta situación, lo que hace necesario evaluar escenarios futuros y promover una gestión sostenible del agua, especialmente considerando las previsiones de nuevas reducciones de precipitación y aumentos de temperatura para las próximas décadas (Guerreiro et al., 2016).

Figura 6. Distribución de las variables climáticas para la cabecera de la cuenca del río Tajo para los periodos previos y posteriores al Trasvase Tajo-Segura



Fuente: Agencia Estatal de Meteorología (AEMET)

A partir de los datos climáticos ofrecidos por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET, 2011) para el período 1951 hasta 2021, las variables climáticas han experimentado variaciones atribuibles al cambio climático (Fig. 6). Tanto la cantidad de precipitación como el número de días de lluvia han disminuido constantemente, especialmente a partir de 1980 (Mezger et al., 2022), con una reducción a la mitad de los días de nieve desde el año 1990. Todas las variables de temperatura (máxima, mínima y media) han aumentado, también de

manera más pronunciada desde la década de 1980. La variación intra-anual también se ha visto alterada, registrando temperaturas más altas durante todo el año en el período 1980-2021 en comparación con 1951-1979, y una reducción de la precipitación de alrededor de 120 mm anuales, lo que se traduce en un 17% menos.

1.3. EL PAPEL DE LA MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA AVANZADA Y LAS BASES DE DATOS

La modelización tiene numerosas aplicaciones relacionadas con los recursos hídricos y que ayudan a su gestión, como la optimización de sistemas, la evaluación de riesgos y la planificación (Herrera et al., 2022; Paniconi y Putti, 2015). La modelización hidrológica, que puede definirse de manera sencilla como la descripción y representación del ciclo del agua mediante ecuaciones y parámetros, es en la actualidad una disciplina de la hidrología con aplicaciones potenciales para la predicción de la disponibilidad de agua en diferentes escenarios (Praskievicz y Chang, 2009). Dado que el agua se utiliza en la mayoría de las actividades humanas y ecológicas, los resultados de los modelos hidrológicos se utilizan, a su vez, para muchas otras aplicaciones (Chattopadhyay et al., 2024; Leone et al., 2024). Gracias a los continuos esfuerzos de investigación en este campo, se ha pasado de modelos y métodos aplicados a procesos y aplicaciones específicos a la agregación de estos modelos, lo que ha dado lugar a herramientas de modelización capaces de simular simultáneamente la mayoría de los procesos que intervienen en el ciclo del agua (Singh, 2018). Las complejas relaciones de los recursos hídricos con las poblaciones humanas y los ecosistemas han requerido la aplicación de perspectivas interdisciplinarias para lograrlo (Vogel et al., 2015). Las condiciones medioambientales se ven afectadas por las actividades humanas, lo que da lugar a cambios globales que incluyen no solo el cambio climático, sino también otros factores como el cambio en el uso del suelo y la contaminación. Estos cambios estimulan el desarrollo y el uso de herramientas de modelización que permiten inferir posibles condiciones futuras y facilitar el diseño de medidas adecuadas y eficaces.

Los modelos hidrológicos pueden clasificarse según su configuración espacial, escala temporal y espacial, y representación de procesos, entre otros factores (Moges et al., 2020). En cuanto a la configuración espacial, los modelos agregados, que consideran el área modelada como una sola unidad, son los más

simples. Los modelos distribuidos desagregan el área modelada en una cuadrícula o malla, y los cálculos se realizan para cada celda individual. Los modelos semi-distribuidos desagregan el área modelada considerando unidades espaciales (por ejemplo, subcuencas o áreas con características similares), lo que requiere menos recursos computacionales que los modelos continuos, pero permite considerar la heterogeneidad espacial de la cuenca (Turner et al., 2001). Los modelos hidrológicos también pueden clasificarse según su escala espacial de aplicación, existiendo modelos que pueden utilizarse a escala global, regional y de cuenca, y otros desarrollados para áreas más pequeñas. En cuanto a la escala temporal, los modelos continuos se centran en simular procesos hidrológicos durante largos períodos, mientras que los modelos basados en eventos se centran en eventos hidrológicos específicos, aplicándose comúnmente para analizar inundaciones y eventos de precipitación-escorrentía puntuales. También es habitual clasificar los modelos como empíricos y estocásticos. Los modelos empíricos siempre producen los mismos resultados cuando se utilizan las mismas entradas, mientras que los modelos estocásticos tienen un componente aleatorio que permite que los resultados varíen entre simulaciones, independientemente de que tengan las mismas entradas. Estos factores condicionan la aplicación de los modelos hidrológicos, siendo una de las características más relevantes de los modelos hidrológicos la forma en que representan los procesos (Devia et al., 2015).

Según su representación de los procesos, los modelos hidrológicos pueden clasificarse en conceptuales, empíricos o basados en procesos (Turner et al., 2001). Los modelos conceptuales representan el ciclo del agua mediante ecuaciones semiempíricas que rigen el movimiento del agua entre los depósitos de agua. Estos movimientos corresponden a procesos hidrológicos, es decir, los depósitos son elementos del paisaje que tienen la capacidad de almacenar agua (por ejemplo, el propio suelo o los lagos), que se recargan mediante la lluvia, la infiltración y la percolación, y se vacían mediante la evapotranspiración, la escorrentía, etc. (Devia et al., 2015). Aunque este tipo de modelos tienen como objetivo reproducir los procesos hidrológicos, su representación de los procesos físicos es demasiado simplificada, lo que reduce su fiabilidad, especialmente en condiciones de variabilidad constante. Estos modelos, a veces denominados modelos paramétricos o de caja gris, se sitúan a medio camino entre los modelos basados en procesos y los modelos empíricos. Los modelos basados en procesos reproducen los procesos

hidrológicos mediante formulaciones matemáticas que representan los elementos, variables y flujos hidrológicos que son teóricamente observables (Fatichi et al., 2016). Estos modelos se componen de numerosas ecuaciones y parámetros, lo que a veces se señala como una limitación. Sin embargo, dado que la simulación de los procesos hidrológicos se basa en procesos físicos, su fiabilidad en condiciones cambiantes es mayor que la de los modelos conceptuales (Beven, 1989; Fatichi et al., 2016). Los modelos empíricos o basados en datos se basan en relaciones estadísticas entre entradas y salidas, y no se basan directamente en procesos físicos. Estos modelos se denominan comúnmente modelos de caja negra, ya que su funcionamiento, al no basarse en procesos físicos, no siempre puede explicarse (Maier et al., 2024). El desarrollo y el uso de estos modelos han aumentado notablemente en la última década y se basan en modelos estadísticos convectivos y modelos de inteligencia artificial (Zhang et al., 2018). Reconocer las limitaciones y aprovechar las ventajas de ambos tipos de modelos permite que el campo de la modelización hidrológica se mantenga en constante desarrollo.

En el desarrollo de esta tesis doctoral se ha empleado un modelo continuo basado en procesos físicos a escala de cuenca para simular procesos hidrológicos y de gestión del agua. A continuación, se describe de manera general la metodología común que se sigue al utilizar este tipo de modelos. Entre los numerosos modelos basados en procesos disponibles hoy en día, algunos de ellos gozan de un amplio reconocimiento y se utilizan mucho debido a su eficiencia computacional y a su capacidad para simular procesos hidrológicos en una gran variedad de entornos. Algunos ejemplos destacados son el Soil and Water Assessment Tool (SWAT, Arnold et al., 1998), el modelo Variable Infiltration Capacity (VIC) (Liang, 1994) o el modelo MIKE-SHE (Abbott et al., 1986). La calidad de los datos de entrada condiciona los resultados, y los flujos de trabajo de modelización deben prestar atención a este aspecto (Baffaut et al., 2015). Los datos de entrada pueden utilizarse para crear y editar el modelo (objetos, conexiones, etc.), pero también para calibrarlo. Una vez construido el modelo, editarlo para que sea lo más representativo posible del área modelada reduce la incertidumbre del proceso de modelización. Posteriormente, el modelo se calibra centrándose, por lo general, en las variables con datos o estimaciones disponibles e, idealmente, en las variables objeto de estudio (como puede ser por ejemplo el caudal). El proceso de calibración consiste en ajustar los valores de los parámetros del modelo para simular las

variables objetivo de forma similar a los valores observados. Este paso puede ser uno de los más determinantes para definir la calidad del modelo y, por esta razón, es un tema de investigación común (Gassman et al., 2007; Sánchez-Gómez et al., 2025). La validación sigue a la calibración y, por lo general, evalúa si el modelo calibrado es capaz de simular con precisión las variables objetivo durante un período de tiempo independiente del utilizado para la calibración. Los procesos de calibración y validación pueden ser complejos, y su objetivo final debe ser obtener un modelo capaz de reproducir satisfactoriamente las variables objetivo y por las razones adecuadas (Kirchner, 2006). Una vez logrado esto, el modelo puede ser adecuado para su aplicación, en diferentes escenarios, según los objetivos de cada estudio.

1.3.1. Retos asociados a la disponibilidad de datos hidrológicos en régimen natural y a escala diaria

La reconstrucción de series de caudales en régimen natural es fundamental para comprender la hidrología preexistente a las intervenciones humanas tales como embalses, trasvases o cambios de uso del suelo, permitiendo estimar los caudales ecológicos, evaluar alteraciones hidrológicas y proyectar cómo responderán los sistemas fluviales ante el cambio climático (Carlisle et al., 2010). Para llevar a cabo esta tarea, los modelos hidrológicos juegan un papel decisivo, dado que permiten simular el comportamiento hidrológico bajo condiciones “no alteradas” o cuasi naturales, incorporar las variaciones climáticas históricas, y corregir los sesgos de datos observados afectados por las actividades humanas (Zhou et al., 2019). Adicionalmente, enfoques estadísticos recientes permiten detectar puntos de cambio en registros hidrológicos y reconstruir la variabilidad natural del flujo, lo que es esencial para asegurar que los modelos calibrados representen adecuadamente los extremos, la estacionalidad y la dinámica interanual.

El principal problema que surge a la hora de estimar caudales ecológicos a partir de los métodos hidrológicos recomendados por la IPH es la escasez de datos de caudal medio diario a nivel de cuenca hidrográfica. Las estaciones de medición de referencia existentes deben estar en régimen natural, lo que reduce la disponibilidad de datos (Alcázar et al., 2008). Esta limitación de datos es

significativa en España porque las estaciones de medición, situadas normalmente en los cauces principales, pueden verse afectadas por los diferentes mecanismos de regulación, gestión y explotación de los embalses (Belmar et al., 2011). La escala temporal diaria suele ser la opción principal para situaciones de modelización específicas, como la exploración de procesos hidrológicos dominantes (Khatami et al., 2019) o el intento de simular operaciones fluviales históricas relacionadas con actividades de asignación de agua (Perera et al., 2005). Sin embargo, la dificultad de los modelos de escala temporal diaria es que pueden resultar deficientes en contextos específicos (por ejemplo, climas más secos) y requieren un mayor rendimiento computacional, por lo que pueden generar incertidumbre al estudiar algunos escenarios (John et al., 2021).

Entre los modelos hidrológicos utilizados en España, es necesario destacar el Sistema Integrado de Modelización Precipitación-Aportación (SIMPA, Estrela y Quintas, 1996), ya que es la principal herramienta de modelización hidrológica utilizada por las autoridades para la planificación de los recursos hídricos. El SIMPA es un modelo conceptual continuo y distribuido, con resolución espacial inicial de 1x1 km, y que funciona a escala mensual basado en las ecuaciones del modelo de Témez (Témez, 1977). Este modelo se empleó para el Libro Blanco del Agua (MMA, 1998), que fue una evaluación exhaustiva del estado de los recursos hídricos en España y su gestión, y una de las primeras aplicaciones de la modelización hidrológica en el país. Muchos estudios posteriores sobre recursos hídricos realizados por las administraciones públicas y el software desarrollado para fines similares se basan en el modelo SIMPA (por ejemplo, CEDEX, 2010, 2017). A pesar de haber sido mejorado recientemente (500x500 m de resolución, formulaciones mejoradas de fusión de la nieve y ET) y haber demostrado un rendimiento satisfactorio en muchas zonas para reproducir caudales mensuales (CEDEX, 2020), sigue teniendo una resolución espacial muy gruesa, lo que supone una limitación de este modelo. Todavía tiene una resolución temporal reducida, lo que supone una limitación de este modelo. Otro punto relevante es que considera que las cuencas se encuentran bajo un régimen natural que, aunque no sea realista en la mayor parte del país, sirve como referencia para definir las condiciones no alteradas de los ecosistemas fluviales. La simplicidad estructural de este modelo, con un número limitado de parámetros, también limita su fiabilidad, aunque puede parametrizarse utilizando valores diferentes para distintas zonas. Además, la

simulación de los procesos de las aguas subterráneas se limita a las zonas definidas como masas de agua subterráneas en los planes hidrológicos de cuenca (PHC), lo que da lugar a que se descarten las aguas subterráneas en una zona relevante del país. Por lo tanto, el desarrollo de modelos más complejos, realistas y a una escala más fina, puede ayudar a caracterizar los recursos hídricos a nivel nacional y a predecir con mayor precisión los impactos de diferentes escenarios de gestión en la definición de los caudales ecológicos.

En este sentido, el modelo SWAT (Arnold et al., 1998) ha ganado protagonismo por su capacidad para simular procesos hidrológicos de superficie a escala diaria, y ha obtenido aceptación a nivel mundial siendo sometido a rigurosas pruebas en numerosos estudios durante los últimos años a escala de cuenca (Janjić y Tadić, 2023). Además, el modelo SWAT, y su versión más reciente completamente actualizada y reestructurada SWAT+ (Bieger et al., 2017), han demostrado su eficacia en la simulación de diversos escenarios históricos relacionados con los regímenes de caudales ecológicos (Kennen et al., 2009; Zeiger y Hubbart, 2018; Kumar et al., 2022).

1.3.2. La desagregación de caudales como alternativa

En España, el SIMPA es el modelo oficial utilizado por las autoridades y los PHC para replicar el régimen natural y establecer el régimen de caudales ecológicos en las masas de agua. Como se ha visto anteriormente, el modelo SIMPA trabaja a escala mensual, lo que supone una gran incertidumbre frente a las recomendaciones por parte de la IPH de emplear caudales a escala diaria en los cálculos de los valores de caudal ecológico. Esto deja un amplio abanico de posibilidades a la hora de obtener estos datos a escala diaria, entre los que se incluyen las técnicas de desagregación, donde la instrucción no específica ni clarifica la metodología a seguir durante este tipo de procesos.

Teniendo en cuenta las dificultades que plantea la modelización y la calibración a escala diaria, se han buscado otras alternativas para obtener caudales a escala diaria basándose en un modelo a escala mensual con técnicas de desagregación. Varios estudios respaldan la hipótesis de esta tesis doctoral (Kim, 2018; Verma, 2021; Wurbs, 2021a) e indican que la modelización y calibración a escala mensual basada en un patrón de caudal diario puede proporcionar

resultados válidos para los objetivos medioambientales relacionados con los volúmenes de agua, los tiempos y las secuencias. Por lo tanto, se ha comprobado que la calibración del modelo a escala mensual es eficaz para simular los volúmenes de caudal. Por el contrario, los patrones de caudal diario observados proporcionan información hidrológica adicional para el correcto funcionamiento del modelo (John et al., 2021).

Las técnicas de desagregación para transformar los datos mensuales de caudal en datos diarios ofrecen un valor práctico en la modelización hidrológica, pero presentan importantes limitaciones. Muchos enfoques, incluidos los de Kumar et al. (2000) y Acharya y Ryu (2014), son muy exigentes desde el punto de vista computacional y pueden resultar difíciles de aplicar en contextos de alta dimensión o “multi-objetivo” debido al gran número de parámetros y restricciones que implican. Varios métodos también tienen dificultades para preservar la continuidad entre meses y captar con precisión los extremos hidrológicos, especialmente en regímenes áridos o semiáridos o cuando los datos de precipitaciones son muy variables o escasos (Portela y Silva, 2016). Según Hughes y Slaughter (2015), la fiabilidad de los caudales diarios desagregados depende en gran medida de la calidad y la representatividad de los datos de precipitaciones introducidos, y los resultados pueden deteriorarse cuando se utilizan precipitaciones derivadas de satélites con sesgos o desajustes temporales. Del mismo modo, Slaughter et al. (2015) hicieron hincapié en que el rendimiento de los modelos de desagregación es sensible a los parámetros de precipitación antecedentes y que la calibración es difícil en entornos con escasez de datos. Portela y Silva (2016) también señalaron que, aunque su método de enfoque por fragmentos puede preservar las propiedades estadísticas de las series históricas, carece de un criterio sistemático para la clasificación de los fragmentos y puede no simular la dinámica interanual o la variabilidad temporal de una manera físicamente significativa. En general, aunque estas técnicas pueden producir secuencias de caudales diarios plausibles, su fiabilidad se ve limitada por factores metodológicos, de datos y regionales que deben considerarse cuidadosamente antes de su aplicación.

1.3.3. Limitación de los modelos de hidrología superficial y la solución del modelo acoplado

A la hora de estimar los caudales ecológicos, se ha destacado en los apartados anteriores la necesidad de emplear modelos realistas que permitan reflejar y reconstruir el régimen natural del río. De igual manera, es necesario comprender adecuadamente la interacción entre las aguas superficiales y las aguas subterráneas (Ntona et al., 2022; Sánchez-Gómez et al., 2024) según el área de estudio en la que nos encontremos, donde esta interacción puede ser crucial para la correcta modelización y estimación de los caudales ambientales. El uso o la gestión de un único componente de caudal (por ejemplo, el superficial) puede afectar a la disponibilidad y los patrones temporales del otro (subterráneo) (Liu et al., 2020). Sin embargo, los modelos hidrogeológicos pueden clasificarse en función de lo que se centran en simular: los modelos que representan las aguas superficiales o subterráneas de forma independiente se denominan modelos simples o independientes, mientras que los modelos que integran las aguas superficiales y subterráneas se denominan modelos acoplados (Yimer et al., 2023). Los modelos que se aplican tradicionalmente para representar los procesos de las aguas superficiales suelen incluir una representación simplificada de las aguas subterráneas, como es el caso del modelo SWAT, MIKE SHE, el modelo VIC y diversos estudios de hidrología de aguas superficiales (por ejemplo, Huang et al., 2017). Por el contrario, los modelos específicos de aguas subterráneas, como el modelo modular de flujo de aguas subterráneas por diferencias finitas (MODFLOW por sus siglas en inglés), suelen requerir datos iniciales de recarga, que pueden simularse a partir de modelos de aguas superficiales (Molina-Navarro et al., 2019), con el nivel del río como condición de contorno. Sin embargo, estos modelos individuales deben acoplarse cuando las interacciones entre las aguas superficiales y subterráneas influyen significativamente en la generación del caudal fluvial y el movimiento del agua (Aliyari et al., 2019). Las principales ventajas de acoplar diferentes modelos son notables a escala regional, donde la interacción entre los seres humanos y el medio ambiente está plenamente integrada (Barthel y Banzhaf, 2016). En los ríos en los que una parte significativa del caudal es flujo base, esta interacción puede influir considerablemente en el caudal total y degradar el funcionamiento de los ecosistemas fluviales (Johansen et al., 2011).

Por lo tanto, dada la necesidad de captar con precisión estas interacciones para gestionar los caudales ambientales, son necesarios modelos que integren los procesos de las aguas superficiales y subterráneas, especialmente en las cuencas en las que predomina la dinámica de las aguas subterráneas. Un ejemplo reciente de este tipo de modelos es el acoplamiento entre el SWAT+ y el nuevo módulo de aguas subterráneas *gwflow* (Bailey et al., 2020), que ofrece la ventaja de simular las interacciones entre las aguas subterráneas y las aguas superficiales a partir de una modelización basada en los procesos físicos en una cuenca fluvial y que se encuentra incorporado directamente en el código del modelo SWAT+. Este acoplamiento incorpora procesos hidrogeológicos adicionales, como el flujo por exceso de flujo de saturación de las aguas subterráneas y la transferencia de aguas subterráneas a las distintas capas de suelo, cuando el nivel freático se encuentra por encima de éste. Otras interacciones adicionales abarcan la recarga desde el perfil del suelo hasta el nivel freático y el intercambio entre las aguas superficiales y subterráneas a través del lecho del río (Yimer et al., 2023). Este nuevo modelo acoplado SWAT+*gwflow* es especialmente adecuado para cuencas hidrográficas con acuíferos no confinados (Bailey et al., 2020; Bailey et al., 2023).

1.3.4. Las bases de datos en la hidrología. La importancia de datos fiables en la modelización hidrológica

Las bases de datos a escala cuenca han sido reconocidas como un marco fundamental para el avance de la ciencia hidrológica (por ejemplo, Andréassian et al., 2006; Ehret et al., 2014). Los conjuntos de datos con gran cantidad de atributos a escala cuenca hidrográfica, nos permiten analizar similitudes de las cuencas y son clave para la formulación de conclusiones válidas para un gran número de cuencas (aforadas y no aforadas) (Addor et al., 2017). El principal uso de estas bases de datos consiste en aprender de su diversidad con la finalidad de definir reglas generalizables que puedan ayudar a mejorar la previsibilidad del ciclo del agua. La interacción existente entre el paisaje, el clima y el comportamiento hidrológico, permite comprender de los sistemas hidrológicos y de las estructuras de los modelos para su representación. (Álvarez-Garretón et al., 2018).

Un enfoque común en los estudios de grandes cuencas hidrográficas consiste en explorar las interrelaciones entre los atributos de la cuenca que describen el

paisaje el clima y el comportamiento hidrológico, que suelen obtenerse de la topografía, los tipos de suelo, la geología, la cubierta del suelo y los conjuntos de datos hidrometeorológicos (Newman et al., 2015;). Tal es el caso de como la interacción entre el clima y la topografía influye en los atributos de las cuencas, y en la productividad de la vegetación (Voepel et al., 2011). También a conocer cómo la aridez afecta al ángulo de las intersecciones de los cauces, limitando así la forma de la red fluvial (Seybold et al., 2017), o la medida en que la cubierta del suelo influye en el flujo anual de los cauces (Oudin et al., 2008) o la evapotranspiración (Zhang et al., 2001).

Los atributos de la cuenca pueden ser utilizados igualmente para caracterizar las similitudes o diferencias existentes en cuencas y se emplean sistemáticamente para desarrollar clasificaciones de cuencas (Wagener et al., 2007; Sawicz et al., 2011;). Además, se han realizado esfuerzos considerables para utilizar los atributos de la cuenca para reflejar la estructura del paisaje en los modelos. Otro enfoque consiste en inferir los valores de los parámetros del modelo hidrológico a partir de los atributos de la cuenca (Seibert, 1999; Samaniego et al., 2010; Hrachowitz et al., 2013) con los objetivos paralelos de implementar modelos hidrológicos en cuencas no aforadas. Asimismo, los estudios de regionalización incorporan atributos de la cuenca para identificar (hidroclimática y físicamente) cuencas similares que pueden utilizarse para transferir la información del modelo de los lugares aforados a los no aforados (Sawicz et al., 2011).

Para sintetizar los datos hidrológicos relevantes y aprender de las diferencias entre cuencas, se han producido en las últimas décadas varios conjuntos de datos hidrológicos de gran tamaño. Estos conjuntos de datos se basan en fuentes de datos complementarias para proporcionar a la comunidad series temporales hidrometeorológicas y atributos del paisaje que permiten la caracterización de docenas a miles de cuencas (Coxon et al., 2020). Un ejemplo clásico de un gran conjunto de datos a escala de cuenca es el Model Parameter Estimation Model (MOPEX) (Duan et al., 2006; Schaake et al., 2006), con series temporales hidrológicas de 438 cuencas situadas en Estados Unidos. El conjunto de datos del MOPEX se ha utilizado en varios estudios que apoyan los avances teóricos y de modelización en las ciencias hidrológicas (Ao et al., 2006; Ren et al., 2016). Un ejemplo más reciente es el proyecto Catchment Attributes and MEteorological for Large-sample Studies (Addor et al., 2017), que consiste en de un conjunto de datos

de series temporales hidrometeorológicas diarias para 671 cuencas de tamaño pequeño a mediano en los Estados Unidos. Es importante destacar que una base de datos de cuencas con una gran diversidad de datos permite estudiar los cambios a lo largo de diferentes gradientes y desentrañar mejor los efectos de los atributos de las cuencas en su comportamiento (Addor et al., 2017). Esto es especialmente útil para la hidrología comparativa, es decir, para identificar cómo las similitudes y diferencias entre lugares influyen en los procesos eco-hidrológicos (Thompson et al, 2011; Harman y Troch, 2014). Además, abre nuevas oportunidades para el análisis de datos y, por ejemplo, permite explorar las interrelaciones entre atributos de la cuenca sobre la base de sus patrones espaciales. (Addor et al., 2017).

Además de estas aplicaciones generales, las bases de datos a gran escala son especialmente importantes en regiones con características particulares, como es el caso de España. Como se ha visto hasta ahora, España se caracteriza por tener uno de los niveles más altos de antropización (influencia humana) en sus ríos, debido a la gran cantidad de presas e infraestructuras hidráulicas existentes. Esto ha provocado que sea muy difícil encontrar estaciones de aforo con un régimen de caudal natural o poco alterado. En este contexto, una de las principales utilidades de una base de datos a gran escala en regiones con estas características es la posibilidad de analizar y caracterizar el grado de alteración hidrológica de las cuencas. A través de la comparación entre los caudales observados que constituyan la base de datos y los simulados por modelos hidrológicos a escala nacional que simule el régimen natural, es posible identificar aquellas cuencas que mantienen un régimen hidrológico mínimamente alterado.

II – JUSTIFICACIÓN

II - JUSTIFICACIÓN

Esta tesis doctoral surge a partir de la necesidad crítica de estimar con precisión los caudales ecológicos para una gestión hídrica sostenible, que representa un desafío particularmente agudo en regiones con alta regulación hídrica como es el caso de España. La complejidad en la estimación de este índice ambiental se agudiza cuando la aplicación de las recomendaciones establecidas por la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH, 2008), seguidas por los planes hidrológicos de cuenca de las diferentes demarcaciones hidrográficas a nivel nacional, no produce un valor único o coherente, sino más bien un amplio conjunto de estimaciones plausibles que introducen una considerable incertidumbre técnica y jurídica. Reducir esta incertidumbre es esencial para mejorar la transparencia, la toma de decisiones y la confianza de las partes interesadas en las evaluaciones de los caudales ecológicos. La investigación aborda este problema de manera progresiva y coherente, desde explorar y validar metodologías para simular series fiables de caudal que reproduzcan el régimen natural de los ríos de una manera realista hasta la propuesta de una extensa base de datos que permita aplicar estudios en el campo de la hidrología a nivel nacional.

Durante el desarrollo de la tesis doctoral se han identificado y superado limitaciones clave de los modelos hidrológicos convencionales, lo que permitió obtener simulaciones más realistas que representaran todos los procesos de la cuenca a partir de labores de acoplamiento de modelos y diferentes enfoques de calibración centrados en los caudales bajos del modelo. La búsqueda de estos nuevos enfoques de modelización es crucial ante objetivos complejos como la definición de los caudales mínimos que debe llevar el río para preservar la estabilidad del ecosistema (Tharme, 2003).

Los avances metodológicos en la modelización hidrológica requieren de datos de entrada de calidad para asegurar la correcta representación de los procesos físicos. Por este motivo, en los últimos años las bases de datos con gran cantidad de atributos a escala cuenca hidrográfica han adquirido gran relevancia a nivel mundial. Estos datos son clave para analizar similitudes de cuencas y para la formulación de conclusiones válidas para un gran número de cuencas, sean aforadas o no. Por lo que, dada la ausencia de una fuente integral de datos a nivel

nacional para escalar y validar estos avances metodológicos a una escala mayor, la presente tesis propone la construcción de base de datos para estudiar la hidrología española a gran escala. Esto supone una herramienta fundamental que no solo proporciona datos hidrometeorológicos validados para las cuencas españolas, sino que, de la mano del concepto de los caudales ecológicos, también centra sus esfuerzos en identificar aquellas con regímenes no alterados, un recurso esencial en un territorio tan antropizado. En el contexto global, este tipo de conjunto de datos de libre acceso suponen una gran aportación a la comunidad científica en el campo de la hidrología, dando gran relevancia al seguimiento de estándares comunes como los que propone la iniciativa CARAVAN (Kratzert et al., 2023), con el objetivo de crear un conjunto global de datos hidrológicos comunitarios.

Por otra parte, la cuenca hidrográfica del Tajo es una de las zonas estratégicas más relevantes para la gestión de los recursos hídricos en España y, por lo tanto, es una región prioritaria para la evaluación de las metodologías propuestas en esta tesis para la estimación de los caudales ecológicos, lo que conlleva un impacto significativo sobre los recursos hídricos a nivel nacional. Esta cuenca intercomunitaria es la más poblada de la península ibérica, estando sujeta a grandes presiones y demandas de agua (tanto dentro como fuera de su área de drenaje), lo que supone una gestión compleja e intensiva de sus recursos hídricos. Teniendo en cuenta la influencia potencial que supone la definición del valor de caudal ecológico en la región mediterránea y sus implicaciones para la disponibilidad y la demanda de agua, un modelo hidrológico fiable de la cuenca alta del Tajo permitirá evaluar la sostenibilidad de su actual gestión de los recursos hídricos. El área que comprende la cabecera del río Tajo, cuya cuenca hidrográfica abarca tanto la región aguas arriba de los embalses de Entrepeñas y Buendía como el sector aguas abajo de los mismos hasta Aranjuez, ha sido seleccionada como área de estudio para el desarrollo de esta tesis doctoral bajo el marco del proyecto de plan nacional *“Mejoras en la modelización hidrológica a escala de cuenca mediante el uso integrado de modelos de base física y técnicas de inteligencia artificial (TwinTagus - PID2021-128126OA-I00)”*. Dado que la localización de importantes elementos de gestión, como es el caso del trasvase Tajo-Segura, y los recursos hídricos renovables de la cuenca del Tajo se encuentran en la zona de cabecera, la convierten en un área crítica por su influencia aguas abajo de la cuenca y, en general, para los recursos hídricos en España.

En conjunto, este trabajo constituye un cuerpo de investigación que progresa desde la mejora metodológica y la creación de infraestructura de datos hasta su aplicación directa en la evaluación de políticas hídricas, proporcionando una base científica sólida para una gestión más robusta y transparente de los recursos hídricos.

III – OBJETIVOS

III - OBJETIVOS

Esta tesis tiene como objetivo general el desarrollo y validación de metodologías avanzadas de modelización hidrológica para la mejora en la estimación robusta de regímenes de caudales ecológicos en cuencas hidrográficas españolas, evaluando y cuantificando las incertidumbres asociadas a los datos empleados para su estimación, los datos de entrada del modelo, la representación de los procesos hidrológicos y los marcos metodológicos establecidos en la instrucción de planificación hidrológica nacional. La integración de todos estos factores favorece a la mejora en cálculo de los caudales ecológicos en España, un país con ríos altamente regulados, abordando las limitaciones tanto de los modelos hidrológicos como la incertidumbre de los marcos normativos. Los objetivos específicos que se derivan de este objetivo general son:

1. Comparar y evaluar diferentes enfoques metodológicos para la obtención de caudales diarios fiables, fundamentales para la estimación de los caudales ecológicos. Se evaluarán alternativas a la modelización directa de estos caudales diarios a partir del modelo SWAT+, como la desagregación de caudales mensuales.
2. Mejorar la representación de los procesos e interacciones entre el agua superficial y subterránea en la modelización hidrológica mediante el acoplamiento del modelo SWAT+ con el módulo *gwflow*, con enfoques de calibración específicos para la mejora de los caudales bajos a escala diaria.
3. Cuantificar las principales fuentes de incertidumbre en el cálculo de caudales ecológicos bajo las recomendaciones de la Instrucción de Planificación Hidrológica española, abordando tres factores clave sobre las series empleadas para el cálculo: la escala temporal, la longitud temporal y la elección del factor de variación intra-anual.
4. Desarrollar y validar un conjunto de datos hidrológicos a gran escala para cuencas españolas, que incluye series temporales hidrometeorológicas y atributos de cuenca.
5. A partir de la base de datos desarrollada para el territorio español:

- 5.1. Identificación de cuencas en régimen no alterado basados en los caudales medidos en las estaciones de aforo y los provenientes de un modelo hidrológico que simule el régimen natural.
- 5.2. Validación de la robustez de diferentes fuentes de datos meteorológicos (AEMET, ERA5-Land y EMO-1) para su uso en la modelización hidrológica en España.

IV - MATERIAL Y MÉTODOS

IV -MATERIAL Y MÉTODOS

4.1. ÁREAS DE ESTUDIO

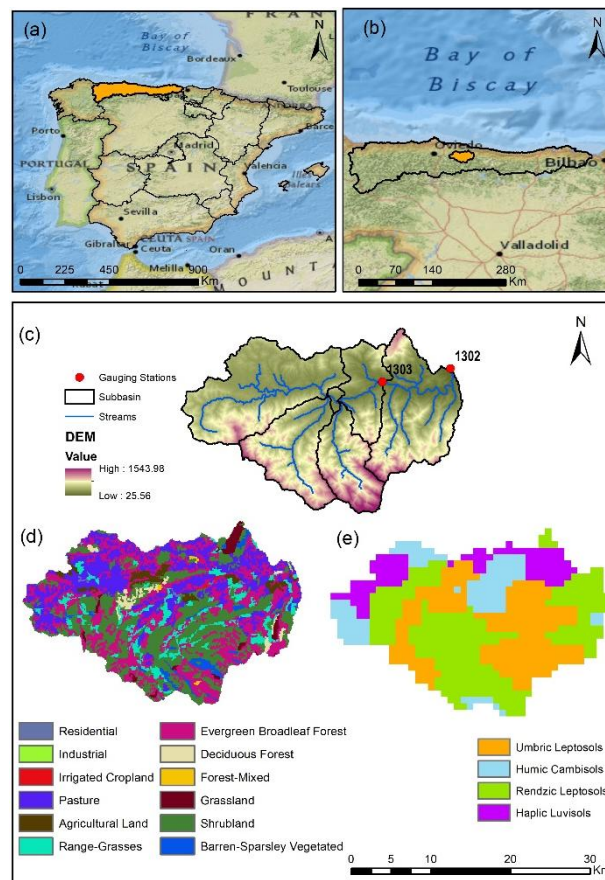
En este apartado se describen con más detalle las zonas de estudio en las que se llevaron a cabo las metodologías e hipótesis planteadas en las distintas publicaciones. En el caso del primer artículo, donde se investiga la influencia de la aplicación de técnicas de desagregación de caudales, se testeó en dos cuencas de diferentes características geomorfológicas y climáticas en la España peninsular para contrastar la efectividad de la metodología propuesta: la del río Piloña y la del río Tajo en Trillo. En las siguientes publicaciones, en el marco objetivo del proyecto del plan nacional *“Mejoras en la modelización hidrológica a escala de cuenca mediante el uso integrado de modelos de base física y técnicas de inteligencia artificial (TwinTagus)”*, los estudios se centraron en la cabecera del río Tajo, abarcando toda el área comprendida aguas arriba de los embalses de Entrepeñas y Buendía, y, en el último de los artículos (en revisión), incluyendo también la zona aguas abajo de los embalses hasta Aranjuez. Por lo tanto, se desarrollarán en los siguientes subapartados las dos áreas de estudio principales de esta tesis: La cuenca del río Piloña y la cuenca alta del río Tajo en sus diferentes puntos de estudio.

4.1.1. Cuenca del río Piloña

La cuenca del río Piloña se integra en la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Occidental, una de las dos demarcaciones administradas por la Confederación Hidrográfica del Cantábrico (CHC) en España (MITERD, 2021) (Fig. 7). El río Piloña, también denominado río Grande, es el principal afluente del río Sella, que discurre por la zona centro-oriental del Principado de Asturias. La cuenca hidrográfica abarca una superficie aproximada de 511 km², con un cauce principal que se extiende a lo largo de 42,2 km desde su nacimiento hasta su confluencia con el río Sella en Arriendas (CEDEX, 2020). Este sistema fluvial atraviesa administrativamente los concejos de Nava, Piloña y Parres, articulando a su paso importantes localidades como Nava, Infiesto (capital del concejo de Piloña), Villamayor (localización del aforo nº1303 del CEDEX), Sevares y Arriendas. El curso del río Piloña finaliza su recorrido al unirse al río Sella, que a su vez

desemboca en la ría de Ribadesella. Esta cuenca es un área de gran valor natural, especialmente en su confluencia con el mencionado río Sella, propuesta como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) en 1999 y designada como Zona Especial de Conservación (ZEC) en 2014 por la Unión Europea.

Figura 7. (a) Ubicación de la Demarcación Hidrográfica del Cantábrico Occidental; (b) Localización de la cuenca del río Piloña en el Cantábrico Occidental; (c) Modelo Digital de Elevaciones (DEM), estaciones de aforo de caudal y límites de las subcuencas; (d) Usos del suelo y (e) tipos de suelo de la cuenca del río Piloña

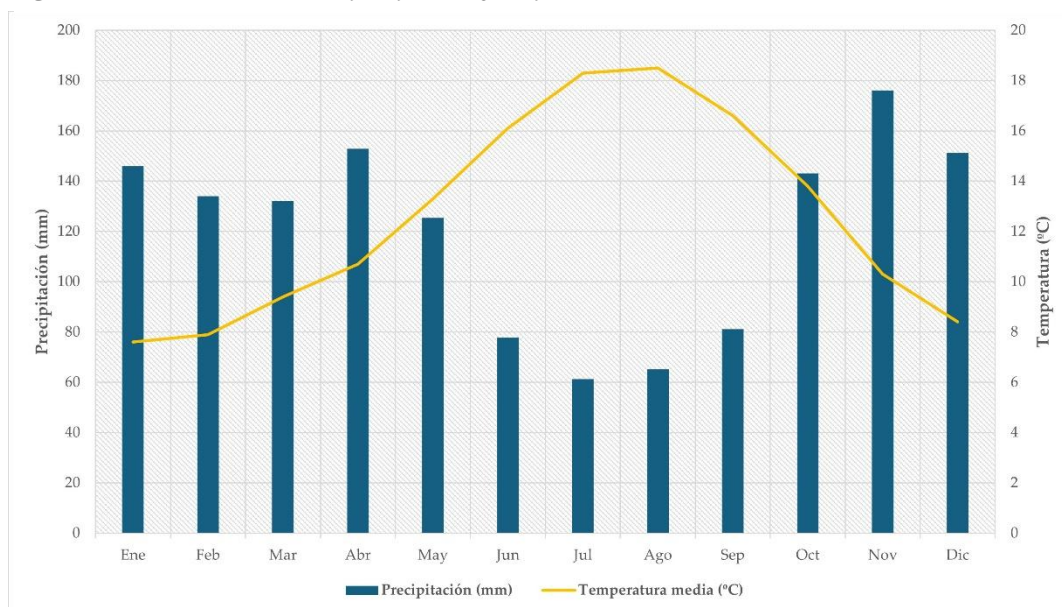


Fuente: Elaboración propia.

El clima de la cuenca del río Piloña se corresponde con el tipo Cfb de la clasificación climática de Köppen, lo que se conoce como clima oceánico o marítimo de costa occidental (Kottek et al., 2006). Esta clasificación se justifica por las características térmicas y pluviométricas de la región. Este clima se distingue por

la ausencia de una estación seca, con precipitaciones distribuidas a lo largo de todo el año, y por tener inviernos fríos o templados y veranos frescos. En este tipo de clima, la temperatura media del mes más cálido no supera los 21 °C, mientras que la precipitación media anual ronda los 1400 mm para el período 1972-2014 (Fig. 8). Las condiciones climáticas de la zona de estudio se enmarcan claramente en esta tipología, reflejando la influencia del océano Atlántico sobre la climatología del norte de España.

Figura 8. Distribución anual de la precipitación y temperatura media en la cuenca del río Piloña



Fuente: Agencia Estatal de Meteorología (AEMET).

El río Piloña es un cauce fluvial irregular y estacional, característica común de los ríos de la vertiente cantábrica. Su caudal medio anual se sitúa en 8,13 m³/s, pero experimenta una notable fluctuación, con mínimos estivales de 0,76 m³/s y máximos registrados de 206,66 m³/s. Esta variabilidad, donde el caudal máximo puede superar el mínimo en más de 250 veces, evidencia la alta sensibilidad del río a los eventos de precipitación intensa. Por otra parte, los usos del suelo predominantes identificados en la cuenca de estudio fueron diferentes tipos de boques (34%) y matorrales (28%), combinada con una porción más pequeña destinada a cultivos y otros usos agrícolas y una superficie insignificante para uso

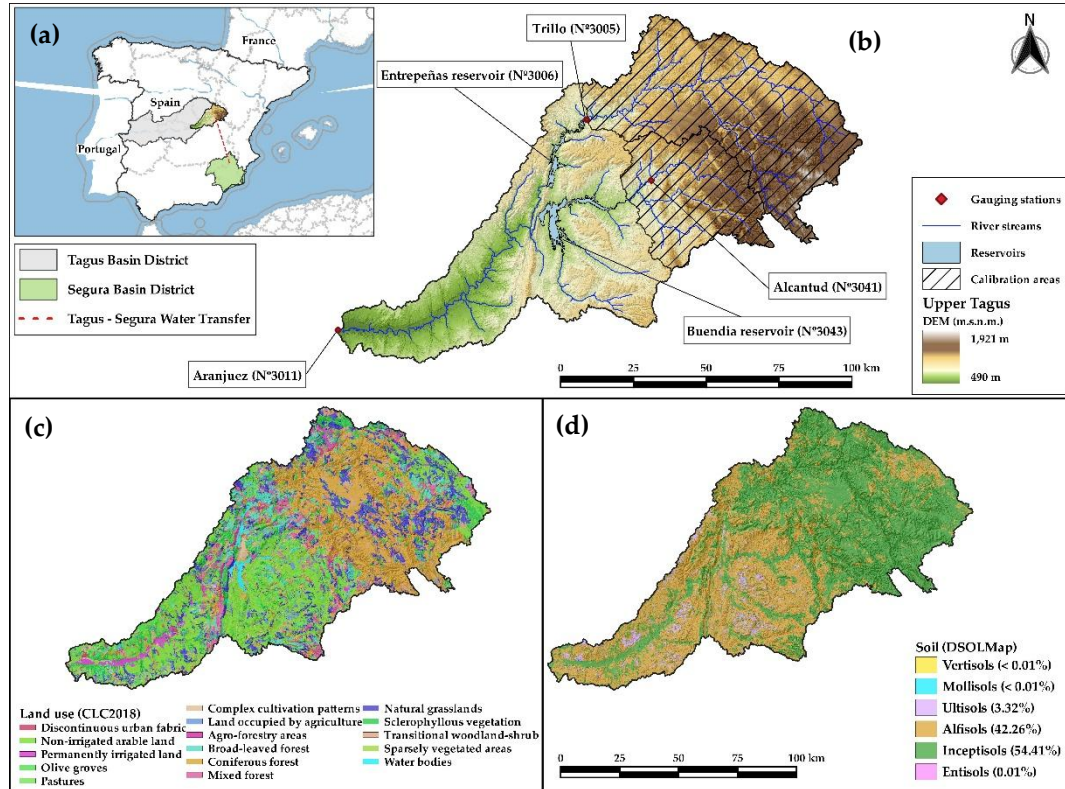
residencial e industrial. De igual manera, se identificaron leptosoles (72%) y cambisoles (15%) en cuanto a la tipología de suelo dominante.

4.1.2. Cuenca alta del río Tajo

La cuenca del Río Tajo se extiende por el centro y oeste de la península ibérica, siendo una cuenca transfronteriza con sus secciones de cabecera y medias ubicadas en España, y su sección inferior en España y Portugal. Con 1.092 km de longitud, el Tajo es el río más largo de la península, y su cuenca, de aproximadamente 83.000 km², es la tercera más grande. España y Portugal gestionan sus respectivas partes bajo un marco de cooperación establecido en la Convención de Albufeira (BOE and DR, 1999; Rodríguez-Redondo, 2019). La Directiva Marco del Agua (DMA) (EPC, 2000) rige dos planes de gestión para la cuenca del río Tajo, uno por cada país. Más de 10 millones de personas habitan la cuenca, siendo la más poblada de la península ibérica, y aproximadamente el 20% y 30% de la población de España y Portugal, respectivamente, dependen de sus recursos hídricos (Lobanova et al., 2016). La parte española de la cuenca abarca cinco comunidades autónomas: Aragón, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Comunidad de Madrid y Extremadura, y está administrada por la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT), responsable de la gestión y planificación de los recursos hídricos.

El área de estudio específica a lo largo del desarrollo de esta tesis doctoral es la Cabecera del Río Tajo, cuya salida se sitúa en Aranjuez, aguas abajo de los embalses de Entrepeñas y Buendía (Fig. 9b). Dentro de los límites de la cuenca hasta el punto de Aranjuez, otras subcuencas específicas aguas arriba de los embalses también han sido objeto de estudio en las diferentes publicaciones, como es el caso de la subcuenca del río Tajo en Trillo en la primera y segunda publicación, y de manera complementaria el río Guadiela en Alcántud en el caso del cuarto artículo. La Cuenca Alta del río Tajo es una región vital dentro de la Demarcación del Tajo, la más poblada de la Península Ibérica. La gestión del agua en esta cuenca es compleja, involucrando a múltiples administraciones españolas y estando fuertemente influenciada por una infraestructura extensiva de embalses y trasvases, donde destaca el Trasvase Tajo-Segura (Fig. 9a).

Figura 9. (a) Ubicación de la Demarcación de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo y la cuenca alta del río Tajo hasta Aranjuez; (b) Modelo Digital de Elevaciones (DEM), estaciones de aforo de caudal y embalses; (c) Usos del suelo y (d) tipos de suelo de la cabecera del Tajo



Fuente: Elaboración propia.

Los usos del suelo en esta zona exhiben variaciones significativas a lo largo de la cuenca según los datos del Corine Land Cover (CLC2018). En las áreas de cabecera, los bosques constituyen una proporción significativa del paisaje, ocupando el 42,8 % de la superficie. En contraste, en las zonas situadas en la parte baja de los ríos, las tierras cultivables no irrigadas representan el 49 % de la cobertura del suelo. Los tipos suelos predominantes en la región según el DSOLMap (López-Ballesteros et al., 2023) son los alfisoles, presentes desde los embalses hasta Aranjuez, y los inceptisoles en la zona de cabecera de la cuenca estudiada. Los depósitos detríticos cenozoicos presentan una marcada prominencia en la sección occidental, mientras que las formaciones rocosas calcáreas mesozoicas predominan en la zona oriental, desempeñando un papel

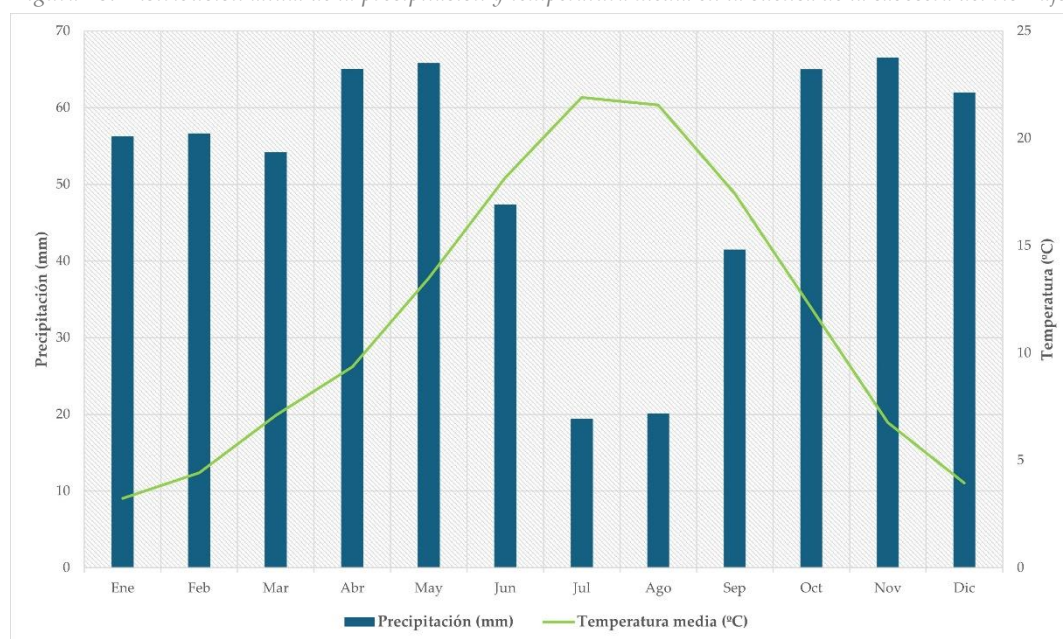
crucial en la formación de acuíferos esenciales en esta zona (Molina-Navarro et al., 2014).

La geología de la Cabecera del Tajo presenta una marcada heterogeneidad espacial ligada a procesos tectónicos (Gutiérrez et al., 2014), abarcando desde el Paleógeno hasta el Cuaternario, lo que da lugar a un sistema hidrogeológico complejo con múltiples acuíferos. La Confederación Hidrográfica del Tajo define cinco masas de agua subterránea en esta zona: Tajuña-Montes Universales, Molina de Aragón, Sigüenza-Maranchón, Entrepeñas y la Alcarria. La masa de agua subterránea Tajuña-Montes Universales cubre una gran parte de la zona de estudio y es hidrogeológicamente compleja debido a su intersección con varios ríos. En la parte occidental de la cuenca, los depósitos detríticos terciarios presentan una permeabilidad variable, de baja a alta, formando acuíferos de menor importancia (Rodríguez-Castellanos et al., 2025). La cuenca sedimentaria del Tajo ocupa la mayor parte de la zona central de la cabecera, compuesta por materiales cenozoicos. La mayoría son del Terciario (40% aproximadamente de la cuenca alta del Tajo) y depósitos aluviales del Cuaternario (10% de la cuenca), siendo estos últimos los más recientes (IGME, 2003). Los materiales terciarios pueden tener un espesor variable superior a 1 km y constituyen importantes acuíferos para la gestión del agua (Yélamos and Villaroya, 2007). Estos materiales detríticos poseen generalmente una permeabilidad media o alta, aunque algunos, como las margas y el yeso, tienen baja permeabilidad (del Pozo-Gómez et al., 2009; IGME, 2003). Los recursos hídricos subterráneos en estas áreas pueden tener gran relevancia local para el soporte de ecosistemas asociados (Martín-Loeches et al., 2020; Molina-Navarro et al., 2025).

La Cabecera del Tajo presenta un clima mediterráneo continental, que varía con la altitud, la proximidad al océano y la latitud. Según la clasificación climática de Köppen para el período 1980-2018, se identifican tres grupos climáticos: desértico y semiárido (grupo B), templado (grupo C) y continental (grupo D) (Chazarra-Bernabé et al., 2018). La variabilidad climática es resultado de factores topográficos y la influencia de los vientos atlánticos y mediterráneos. Los vientos atlánticos, que se desplazan de oeste a este, generan abundantes lluvias al pasar por los sistemas montañosos. Aunque menos relevantes, los vientos mediterráneos también contribuyen a las precipitaciones en el sector oriental de la cabecera del río Tajo (García y García, 1996). Los datos de precipitación y temperaturas máximas y

mínimas de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) se analizaron utilizando su malla a nivel nacional con resolución de 5x5 km y valores diarios de 1951 a 2021 (Senent-Aparicio et al., 2021). La precipitación media anual en la Cabecera del Tajo para el período 1951-2021 fue de 620 mm, con una temperatura promedio de 11.7°C (Fig. 10).

Figura 10. Distribución anual de la precipitación y temperatura media en la cuenca de la cabecera del río Tajo



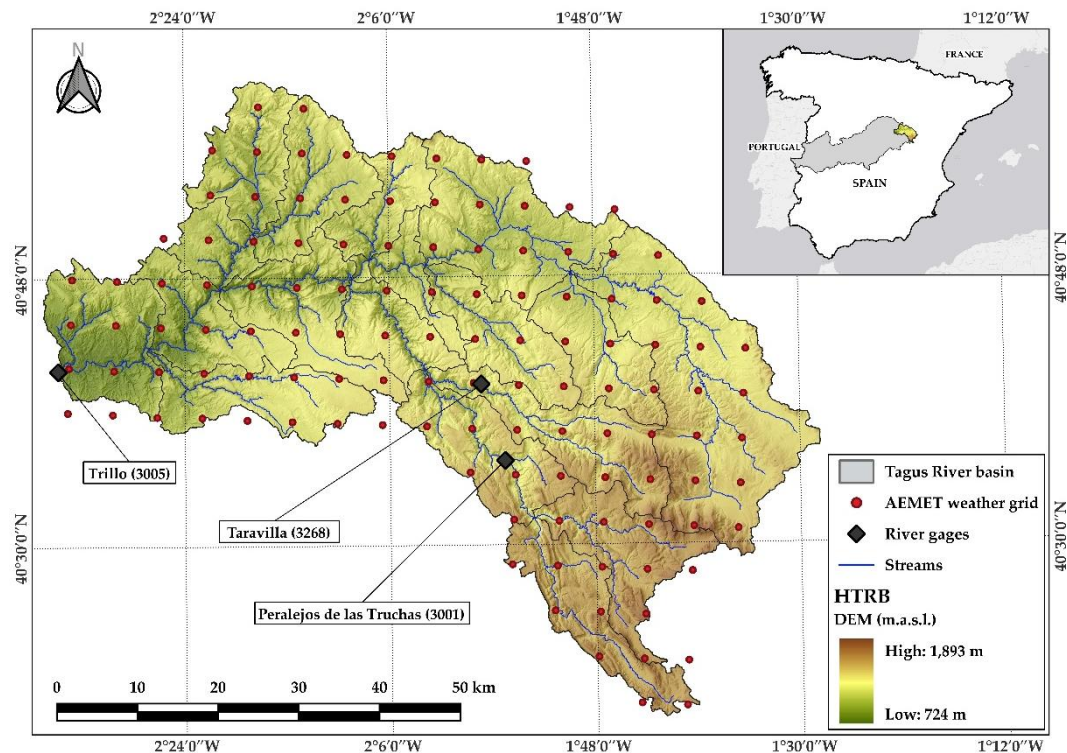
Fuente: Agencia Estatal de Meteorología (AEMET).

4.1.2.1. Subcuenca del río Tajo en Trillo

Los dos primeros estudios de la presente tesis centran sus metodologías en la cabecera de la cuenca del río Tajo, específicamente en la subcuenca que drena éste hasta su desembocadura en el embalse de Entrepeñas, ubicado en el municipio de Trillo (Guadalajara, España). Esta zona se caracteriza por la importante regulación y presión que se ejerce sobre sus recursos hídricos (CHT, 2023), incluyendo el abastecimiento de varias poblaciones urbanas significativas, la gestión de centrales nucleares (central nuclear de Trillo) y trasvases de agua a la costa mediterránea (trasvase Tajo-Segura). Esta subcuenca de cabecera (HTRB) posee una extensión de 3274 km² y se ubica en el centro de España, entre las coordenadas 41°2'N y 40°19'N de latitud y 2°36'O y 1°26'O de longitud (Fig. 11). El área se caracteriza por una

topografía predominantemente montañosa, con variaciones de altitud que oscilan entre los 724 y los 1893 metros sobre el nivel del mar. Esta orografía ejerce una influencia significativa en la distribución de las precipitaciones (Durán, 2016), con una precipitación media anual de 630 mm para el período comprendido entre los años 2000 y 2019. La temperatura media anual se sitúa en torno a los 12,2 °C. Las variables meteorológicas que exhiben dichas características confieren a la zona de estudio la clasificación de clima mediterráneo, uno de los principales tipos climáticos en España (AEMET, 2011). Este clima se clasifica como Csa/Csb según la clasificación de Köppen-Geiger (Kottek et al., 2006).

Figura 11. Subcuenca de la cabecera del río Tajo en Trillo, Modelo Digital de Elevaciones (DEM) y estaciones de aforo de caudal

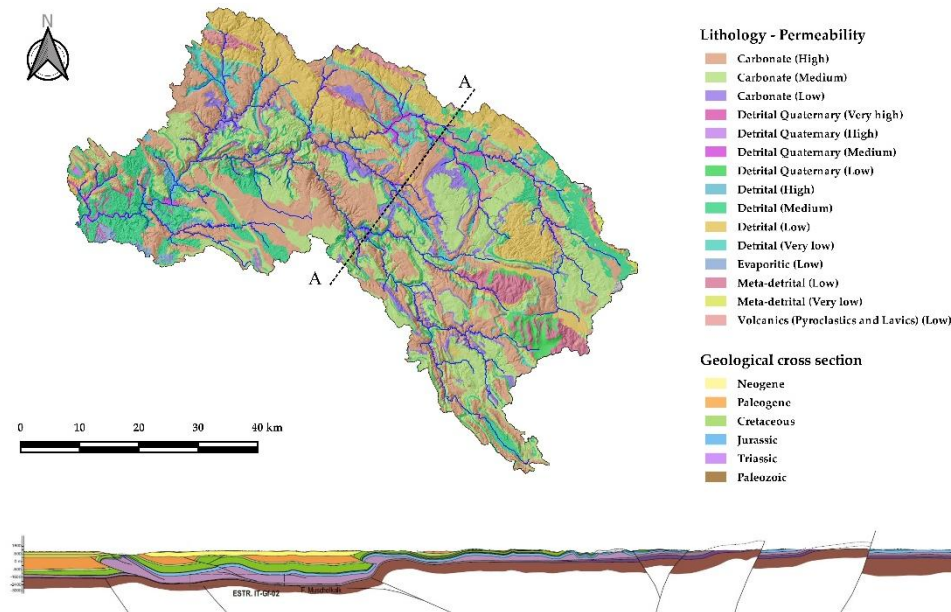


Fuente: Elaboración propia.

Los tres tipos principales de cobertura del suelo en el área de estudio son bosques mixtos (41 %), pastizales (18 %) y suelos dedicados a la agricultura (14 %), según los usos del suelo del proyecto Corine Land Cover de 2018 (CLC2018).

Debido a la diferente roca madre de sus sistemas montañosos, la cabecera del Tajo en Trillo (HTRB) se caracteriza por una cierta heterogeneidad en su geología, en la que los principales procesos hidrológicos pueden variar según las diferentes zonas geológicas (Sánchez-Gómez et al., 2022). En esta zona predominan las rocas carbonatadas y detríticas (alrededor del 62 % y el 30 %, respectivamente) (Fig. 12), por lo que es de esperar que el flujo base tenga relevancia. Las principales clases de suelo, extraídas del DSOLMap (López-Ballesteros et al., 2023), son los Inceptisoles (81 %) y los Alfisoles (18 %), con una textura predominantemente limosa y arcillosa (Soil Survey Staff, 2022). La región tiene una importancia estratégica para los recursos hídricos, ya que abastece al trasvase Tajo-Segura (Lorenzo-Lacruz et al., 2010). La asignación de agua a la región mediterránea implica decisiones políticas a nivel nacional y ha sido motivo de disputas territoriales, especialmente durante los periodos de sequía (Garrote et al., 2007).

Figura 12. Representación de la hidrogeología de la subcuenca de la cabecera del Tajo en Trillo



Fuente: Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Elaboración propia.

4.2. MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA SEMI-DISTRIBUIDA. EL MODELO SWAT+

El Soil and Water Assessment Tool (SWAT) se ha consolidado como una de las herramientas de modelado hidrológico y de calidad del agua más influyentes y ampliamente utilizadas a nivel mundial (Gassman et al., 2007). Con una trayectoria que se extiende por más de 30 años, este software, desarrollado por el Servicio de Investigación Agrícola del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA-ARS) (Neitsch et al., 2005), ha sido fundamental para evaluar y predecir el impacto de las prácticas de gestión de la tierra, los sedimentos y los rendimientos agrícolas en cuencas hidrográficas complejas. Es un modelo semi-distribuido que opera de manera continua a escala diaria con capacidad para simular una amplia gama de procesos, desde la hidrología y el crecimiento de las plantas hasta el ciclo de nutrientes y pesticidas. El modelo SWAT ha garantizado su relevancia en la investigación y la toma de decisiones ambientales a escala global (Yuan and Koropecj-Cox, 2022), siendo objeto de numerosas aplicaciones y el foco de conferencias internacionales, lo que subraya su aceptación y robustez en la comunidad científica.

A pesar de su éxito y su amplio uso, la evolución continua de la investigación en los recursos hídricos y los desafíos emergentes, como el cambio climático y la gestión integrada de cuencas, han revelado las limitaciones inherentes a la estructura de código original de SWAT. Estas dificultades alcanzaron un punto en el que se vio comprometida la flexibilidad potencial para integrar nuevos avances científicos y para representar con precisión interacciones complejas en el paisaje (Bieger et al., 2017). Las limitaciones identificadas por la comunidad de usuarios, en particular la falta de enrutamiento de flujos y contaminantes dentro de una subcuenca y la representación simplista de las interacciones entre los diferentes elementos del paisaje, justificaron la necesidad de una reestructuración fundamental. Para hacer frente a estos desafíos, el equipo de desarrollo se embarcó en una revisión completa del modelo, lo que dio como resultado la nueva versión conocida como SWAT+ (White et al., 2022).

La transición de SWAT a SWAT+ se materializa en mejoras operativas significativas, convirtiéndolo en una versión completamente reestructurada del software original (Bieger et al., 2017). Por ejemplo, los archivos de entrada, que antes eran numerosos y a menudo engorrosos de manejar, se han consolidado en

un formato relacional, lo que reduce su cantidad y permite que los datos se mantengan en bases de datos más flexibles y de código abierto como SQLite, que permite trabajar con modelos mucho más grandes sin limitaciones de tamaño. La nueva estructura también ofrece una mayor flexibilidad en la definición de las reglas de operación, por ejemplo, en embalses, permitiendo una simulación más cercana a las rutinas de operación reales (Yen et al., 2019).

En el SWAT tradicional, el modelo se discretiza en Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU por sus siglas en inglés), definidas por una combinación única de uso del suelo, tipo de suelo y pendiente (Femeena et al., 2022). Para mejorar la eficiencia computacional, se utilizaban umbrales de área que a menudo resultaban en la pérdida de información física, ya que las HRUs pequeñas se reasignaban a otras dominantes, lo que comprometía la precisión del modelo. SWAT+ aborda esta limitación introduciendo un nuevo nivel de discretización: las Unidades de Paisaje o "Landscape Units" (LSUs). La reestructuración del modelo permite que los HRUs se representen como campos contiguos con dimensiones definidas por el usuario, y que los flujos puedan ser enrutados desde un HRU a un LSU y luego a cualquier otro objeto espacial, como un canal, un embalse, un humedal o un acuífero (Bieger et al., 2017). A pesar de los grandes cambios de una versión del software a otra, ambos se centran en simular los procesos del ciclo hidrológico en cada HRU, y se representa mediante la siguiente ecuación:

Ecuación 1. Balance hidrológico del modelo SWAT+

$$SW_t = SW_o + \sum (R_{day} - Q_{surf} - ET - W_{seep} - Q_{gw})$$

donde SW_t es la cantidad de agua al final del día (mm); SW_o es el contenido de agua inicial en el día (mm); R_{day} representa la precipitación total en el día (mm); Q_{surf} es la escorrentía superficial diaria generada (mm); ET la evapotranspiración en el día (mm); W_{seep} es el agua infiltrada en el día (mm) y Q_{gw} es la escorrentía subterránea generada en el día (mm).

4.2.1. Datos de entrada y configuración del modelo SWAT+

El modelo SWAT+, como se ha explicado anteriormente, funciona a través de la generación de HRUs, las cuales son el resultado de unir las características topográficas, el uso y las propiedades del suelo. Por lo tanto, los datos de entrada requeridos por el modelo se dividen principalmente entre datos meteorológicos, correspondientes al periodo de estudio simulado, y detalles geográficos del área de estudio. En esta sección se describen los conjuntos de datos concretos, así como sus fuentes y formas de obtención para los modelos desarrollados en cada artículo, siendo estas coincidentes por tratarse de cuencas dentro del territorio español. La tabla 1 presenta una descripción de todos los datos.

La configuración del modelo SWAT+ se realiza a través de la interfaz de QSWAT+ (v2.2.5 en el caso del primer estudio y v3.9 en los posteriores), un complemento del software de Sistema de Información Geográfica QGIS. Desde el punto de vista geomorfológico, el modelo digital del terreno (MDT), necesario para calcular la acumulación de caudal, los enlaces fluviales y la delimitación de las cuencas de estudio, se obtuvo del Instituto Geográfico Nacional (IGN). Por otra parte, y siguiendo las recomendaciones de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO, 1980), los rangos de pendientes para el modelo SWAT+ se dividieron en tres grupos bien definidos: < 8%, 8 - 30% y > 30%. Los usos del suelo se extrajeron de los proyectos europeo CORINE Land Cover 2000 y 2018 (CLC2000 y CLC2018). Por último, para la descripción del perfil del suelo, textura estandarizada y clases geológicas se emplearon dos fuentes de datos diferentes en las publicaciones: la Harmonized World Soil Database (HWSD) (FAO, 1990), y el Digital Soil Open Land Map (DSOLMap) (López-Ballesteros et al., 2023), diferenciándose entre ellas principalmente en la resolución espacial y en el número de horizontes de suelo.

Tabla 2. Datos de entrada empleados en el modelo SWAT+

Dato de entrada	Descripción	Fuente
Modelo Digital del Terreno (MDT)	MDT 2ª Cobertura con resolución de malla de 25m	Instituto Geográfico Nacional (IGN) de España

Mapa de usos del suelo	CORINE Land Cover 2000 y 2018 (malla 100m)	Copernicus Land Monitoring Service
Mapa de tipos de suelo	Mapa ráster con resolución espacial de 1km	Harmonized World Soil Database (HWSD)
	Mapa con paso de malla de 250m y 6 horizontes de suelo	Digital Soil Open Land Map (DSOLMap)
Datos climáticos	Precipitación y temperaturas máximas y mínimas diarias	Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) de España

Además de los datos de entrada espaciales, el modelo SWAT+ requiere de una serie de variables climáticas que constan de precipitación y temperaturas máximas y mínimas a escala diaria, cuya influencia sobre el modelo es crucial para determinar correctamente las variaciones del flujo (Zaman et al., 2018). Estas variables fueron extraídas de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) de España, que ofrece estos datos desde 1951 hasta 2021 a partir de su malla con resolución espacial de 5 Km (Senent-Aparicio et al., 2021). Para la evaluación del rendimiento de los modelos, los datos de caudal observado se obtuvieron a partir de la Red Integrada de Estaciones de Aforo (SAIH-ROEA) de España, proporcionados a partir de la página web oficial del Centro de Estudios Experimentales de Obras Públicas. En la primera publicación, las estaciones de aforo empleadas fueron la N°1303 correspondiente al río Piloña en Villamayor y que sirvió como cuenca experimental para testear la metodología propuesta, y posteriormente la N°3005 correspondiente al río Tajo en Trillo. La segunda publicación también se centró en esta última estación en la construcción del modelo SWAT+, aunque con un cambio de enfoque en la metodología.

El modelo SWAT+ ofrece dos maneras diferentes de calcular la escorrentía superficial: el método del número de curva (CN), que fue creado por el Servicio de Conservación del Suelo de los Estados Unidos (SCS) (USDA-SCS, 1972), y el método Green y Ampt, que se desarrolló en 1911. En todas las cuencas de estudio presentadas en esta tesis, el método escogido para calcular la escorrentía fue el CN del SCS. De igual manera, para calcular la evapotranspiración potencial (ETP), SWAT+ posibilita el empleo de tres técnicas diferentes. Hargreaves (1985), Penman-

Monteith (1965) y Priestley-Taylor (1972). Dada la disponibilidad de datos climáticos necesarios para su aplicación, la metodología seleccionada fue Hargreaves.

4.2.2. Análisis de sensibilidad, calibración y validación del modelo SWAT+

El ajuste de los modelos mediante la calibración es un proceso necesario para reducir la incertidumbre de los parámetros integrados en SWAT+ (Arnold et al., 2012). Para ello, es necesario identificar aquellos parámetros que puedan resultar influyentes en el desarrollo del modelo según los intereses u objetivos del estudio, que en la mayoría de los casos de la presente tesis es el ajuste y correcto funcionamiento de los caudales bajos del modelo, que permitan definir de manera clara el comportamiento y variabilidad del flujo en situaciones de estiaje, cuando el río lleva menos agua. Este planteamiento de análisis de sensibilidad previo al proceso de calibración es clave para la optimización del modelo de cara al rendimiento computacional y a evitar la sobre-parametrización del mismo que podría no representar las condiciones reales del río (Arnold et al., 2012).

Tanto el proceso de análisis de sensibilidad como la calibración del modelo se realizaron comparando los valores de los caudales simulados por SWAT+ con los valores observados y de manera automática mediante la aplicación del algoritmo SUFI-2 (Sequential Uncertainty Fitting) (SPE en las versiones más recientes) incluido en el software SWATplus-CUP (SWAT+ Calibration and Uncertainty Fitting) (Abbaspour, 2012). Para esta calibración automática, en la primera publicación, se contaba con datos para el período 1972-2014 (43 años) en el caso de la cuenca del río Piloña, y para el período 1971-1986 (16 años) en el caso de la cuenca del río Tajo en Trillo. Para el período de calibración se empleó desde 1972 hasta 1993 y desde 1971 hasta 1978 para el Piloña y el Tajo, respectivamente, empleando el resto del período para la validación del modelo hidrológico. Para ambos casos, se emplearon un total de 1000 simulaciones divididas en dos bloques de 500. Como función objetivo se definió el estadístico de eficiencia de Kling-Gupta (KGE) (Gupta et al., 2009) con la finalidad de focalizar mejor los caudales medios del hidrograma y evitar el sesgo de otros estadísticos enfocados en valores extremos. También se incluyeron otros estadísticos que ayudaron a evaluar el rendimiento del modelo en términos de cantidad de agua y timing: El coeficiente

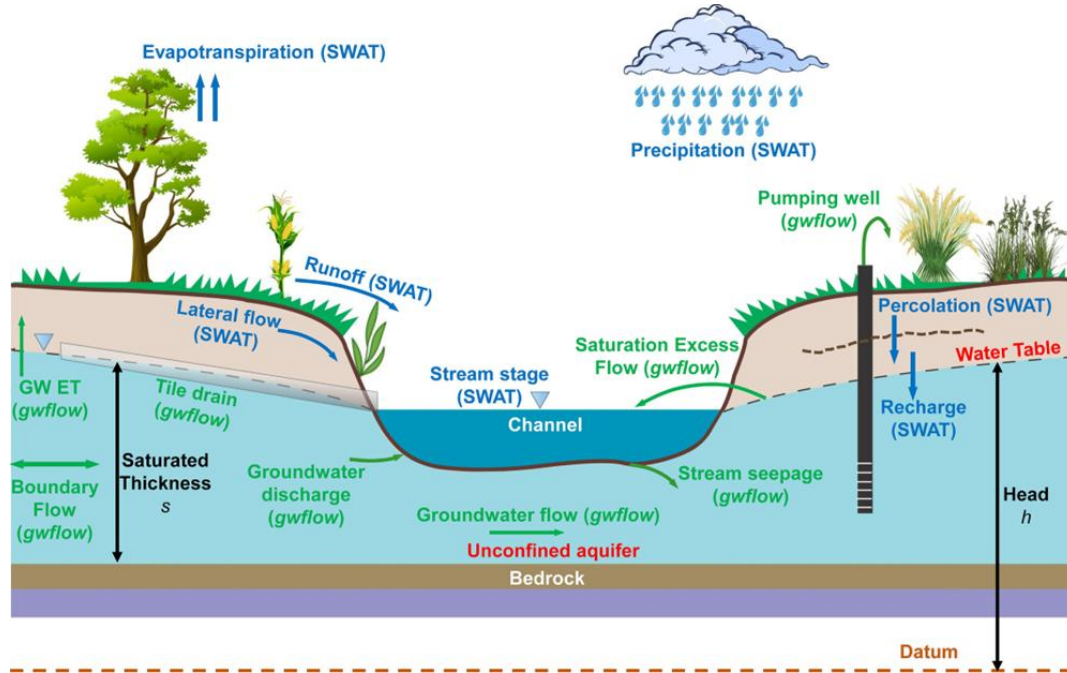
de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash y Sutcliffe, 1970), el porcentaje de sesgo (PBIAS), el error cuadrático medio (RMSE) y la ratio de desviación estándar (RSR).

Además, para una mayor eficiencia en la evaluación de los caudales bajos del modelo, se añadió como estadístico el logaritmo neperiano de Nash-Sutcliffe (LnNSE), cuya transformación se ha contrastado y aplicado de manera satisfactoria en estudios previos con objetivos similares (Senent-Aparicio et al., 2021; Parra et al., 2019; Chen et al., 2018; Osuch et al., 2018). La evaluación del rendimiento de los modelos se realizó de manera gráfica y estadística siguiendo los criterios de Moriasi et al. (2015) y Kouchi et al. (2017), considerando niveles satisfactorios siempre y cuando $[NSE > 0.5; PBIAS < \pm 25\%; RSR > 0.6; KGE > 0.5; LnNSE > 0.5]$.

4.3. MODELIZACIÓN HIDROGEOLÓGICA MEDIANTE ACOPLAMIENTO CON MÓDULO SUBTERRÁNEO. EL MODELO SWAT+GWFLOW

El módulo *gwflow* (Bailey et al., 2020), una novedosa subrutina de aguas subterráneas para SWAT+, describe la distribución espacial del almacenamiento y el flujo de aguas subterráneas en acuíferos no confinados conectados hidráulicamente con elementos de aguas superficiales, como pueden ser canales, lagos y embalses. Los elementos y procesos hidrológicos, tanto superficiales como subterráneos, del modelo SWAT+gwflow se muestran en la Figura 13. El modelo se discretiza mediante la utilización de un conjunto de celdas (Fig. 14a), donde cada una de ellas representa un volumen de control del acuífero para el cual se calculan el almacenamiento de agua subterránea, la carga hidráulica y el espesor saturado, empleando un balance hídrico de las entradas y salidas de agua subterránea (Fig. 14c). Los componentes de las aguas subterráneas comprenden diversos procesos, entre los que se incluyen la recarga de las HRU, el flujo lateral entre celdas, la evapotranspiración de las aguas subterráneas (GWET), la descarga a los cauces, la filtración de los cauces al acuífero, el bombeo para el riego o el suministro de agua municipal, la transferencia a las capas de suelo de las HRU si el nivel freático se encuentra dentro del perfil del suelo y el flujo de exceso de saturación si el nivel freático alcanza la superficie del suelo.

Figura 13. Representación esquemática de los procesos hidrológicos en un sistema típico de cuenca hidrográfica y acuífero, que muestra los principales elementos y procesos hidrológicos para SWAT+ y gwflow. Las flechas azules representan los flujos simulados por SWAT+, y las verdes los flujos simulados por el módulo gwflow



Fuente: Tomada de "Quantifying the Role of Calibration Strategies on Surface-Subsurface Hydrologic Model Performance" por Abbas et al. (2024), *Hydrological Processes*, 38(10), <https://doi.org/10.1002/hyp.15298>.

Basándose en el almacenamiento actual en el instante n y en las entradas y salidas de agua subterránea para cada celda de la cuadrícula (i, j) , el módulo *gwflow* utiliza la ecuación de almacenamiento de agua subterránea para modificar la cantidad de almacenamiento de agua subterránea (V en m^3) para cada celda de la cuadrícula en cada intervalo de tiempo (diario, desde el momento n hasta el momento $n + 1$):

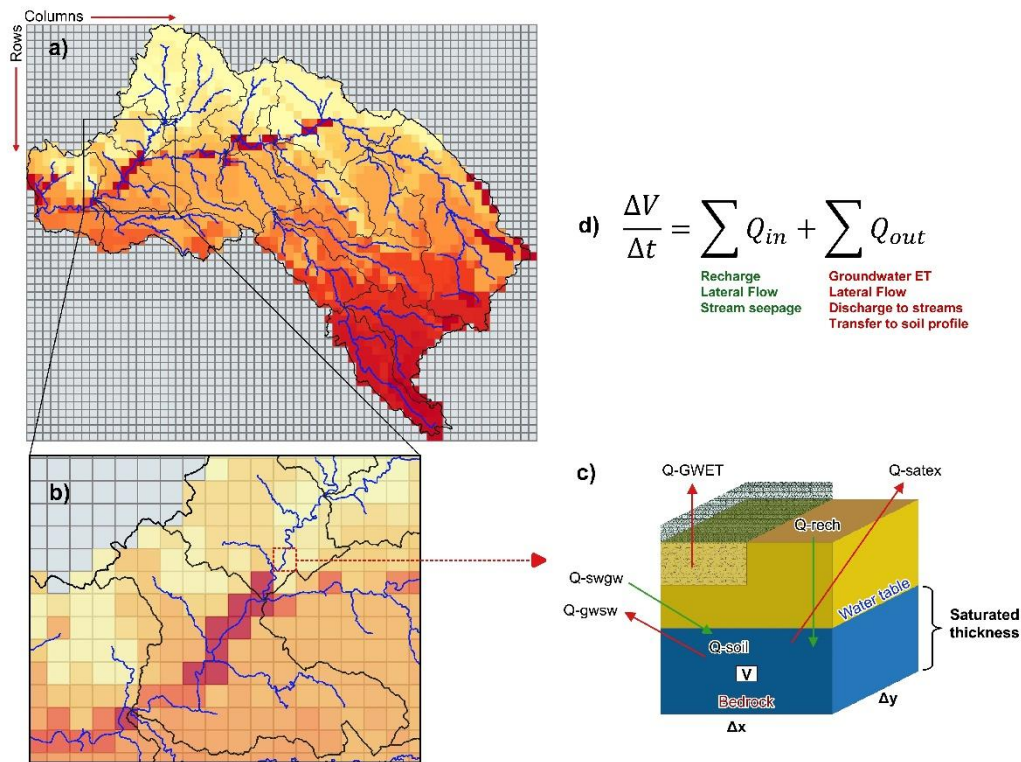
Ecuación 2. Almacenamiento de agua subterránea a partir de balance hídrico del modelo SWAT+*gwflow*

$$V_{ij}^{n+1} = V_{ij}^n + (\text{fuentes}_{ij}^n + \text{sumideros}_{ij}^n \pm \text{flujo lateral}_{ij}^n)(t^{n+1} - t^n)$$

donde las *fuentes* y los *sumideros* se refieren a las entradas y salidas de agua subterránea, y el *flujo lateral* refleja el flujo de Darcy entre la celda y las cuatro celdas vecinas (norte, sur, este y oeste). La recarga y la infiltración (de cauces y lagos)

representan las entradas, mientras que el bombeo, el GWET, el flujo de exceso de saturación a los cauces, la descarga de agua subterránea a los lagos y el drenaje por tuberías representan las salidas del sistema. Este nuevo módulo *gwflow* reemplaza el módulo subterráneo original del modelo SWAT+ independiente (*aquifer.aqu*), ya que una de sus principales limitaciones es la simulación de los flujos de agua subterránea bajo el supuesto de acuíferos con propiedades homogéneas, excluyendo el intercambio de agua entre acuíferos vecinos (Abbas et al., 2024).

Figura 14. Estructura conceptual y método de cálculo del modelo SWAT+*gwflow*



Fuente: Elaboración propia. Ejemplo de estructura en la cuenca del río Tajo en Trillo.

4.3.1. Datos de entrada y configuración del modelo SWAT+*gwflow*

Para la construcción del modelo SWAT+*gwflow* se requieren una serie de coberturas geográficas adicionales (Tabla 2) a los del modelo SWAT+ estándar. La implementación de la herramienta informática MapSWAT (López-Ballesteros et al., 2024), un complemento integrado en el software de información geográfica QGIS

para la obtención y preparación de mapas y tablas en los formatos requeridos por el modelo SWAT+, facilitó la extracción de las capas del espesor del acuífero y las zonas de permeabilidad en las cuencas hidrográficas objeto de estudio, a partir de la utilización de Google Earth Engine (GEE). Este conjunto de datos proporcionó el espesor del acuífero, la conductividad hidráulica (K) y los valores de porosidad (Sy) para la configuración inicial del modelo. En segundo lugar, se llevó a cabo una interpolación basada en los datos piezométricos de los pozos distribuidos a lo largo de las cuencas de estudio, con el propósito de definir la altura de la lámina de agua subterránea inicial de todas las celdas activas de la malla del modelo. En los trabajos realizados en la cabecera del río Tajo, que es donde se ha realizado el acoplamiento de los modelos, se ha determinado que el tamaño de la celda óptimo se fija en 500 m, como consecuencia de la extensión espacial de la cuenca hidrográfica.

Tabla 3. Datos de entrada adicionales para el acoplamiento del modelo SWAT+ con el módulo gwflow

Dato de entrada	Descripción	Fuente
Espesor del acuífero	Profundidad absoluta al lecho rocoso – 250m de resolución	ISRIC – World Soil Information
Zonas de permeabilidad	Unidades de permeabilidad de acuíferos globales – polígonos vectoriales	Global HYdrogeology MaPS (GLHYMPS)
Altura de lámina de agua subterránea	Datos piezométricos – puntos vectoriales	Demarcación hidrográfica del Tajo

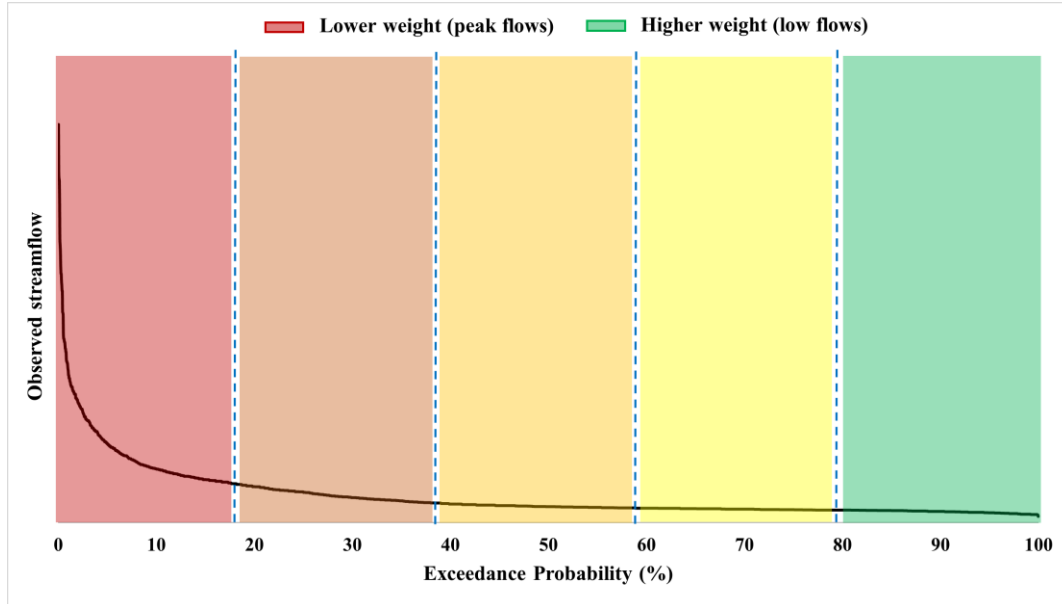
4.3.2. Análisis de sensibilidad, calibración y validación del modelo SWAT+gwflow

Al igual que en el modelo SWAT+, el modelo acoplado SWAT+gwflow tiene un gran número de parámetros de calibración; por lo tanto, es necesario un proceso de selección previo para evitar la sobre-parametrización durante la calibración del modelo (Arnold et al., 2012). Para ello, se realizó un análisis de sensibilidad para identificar el impacto de cada parámetro en los caudales simulados por el modelo, pero en este caso utilizando el software PEST++ (Model-Independent Parameter Estimation and Uncertainty Analysis) (White et al., 2020). El paquete de software

PEST automatiza la calibración altamente parametrizada y el análisis de incertidumbre con restricciones de calibración de cualquier modelo numérico. Su principal ventaja es que interactúa con los modelos a través de los propios archivos de entrada y salida del mismo, lo que favorece al flujo de trabajo con el módulo *gwflow*, que, al ser relativamente nuevo, no cuenta con herramientas específicas de calibración como es el caso del modelo SWAT+ con el SWATplus-CUP. En este caso, se utilizó el módulo de sensibilidad incluido en PEST++ (*pestpp-sen*) para emplear el método de Morris (Morris, 1991), también conocido comúnmente como prueba de efectos elementales, que es un enfoque especializado de análisis de sensibilidad global aleatorio (GSA) que resulta eficaz para identificar variables significativas en un modelo (Campolongo et al., 2007). Este enfoque asume que la variable que más afecta al resultado cuando la misma cantidad relativa modifica todas las demás variables es la más significativa (King y Perea, 2013).

Para los estudios que componen esta tesis doctoral, el ajuste de los caudales bajos del modelo representó un elemento esencial para la posterior estimación de los caudales ecológicos, en cuya definición los caudales mínimos son fundamentales. Para centrarnos en este ajuste de estos caudales mínimos, a diferencia del primer estudio con la primera herramienta de calibración, realizamos un paso previo apoyados en la versatilidad que ofrece PEST++ para trabajar con los archivos de entrada: separamos y clasificamos los datos de caudal observados en cinco grupos según su posición en la curva de duración del caudal (FDC) y su probabilidad de ser superado (0-20 %, 20-40 %, 40-60 %, 60-80 % y 80-100 %) (Fig. 14). A partir de este enfoque, pudimos obtener los parámetros más sensibles del método de sensibilidad de Morris para cada zona de la FDC, identificando con mayor precisión los parámetros que controlan los caudales bajos del modelo. Este enfoque se empleó en los dos estudios en los que trabajamos con el SWAT+*gwflow*, es decir, el primer y cuarto artículo.

Figura 15. Clasificación por cuantiles de los caudales observados



Fuente: Elaboración propia.

Una vez identificados los parámetros más sensibles para los caudales bajos, empleamos un método iterativo de suavizado de conjuntos (iES por sus siglas en inglés) para la estimación de parámetros y el proceso de calibración utilizando el software *pestpp-ies* incluido en PEST++ (White, 2018). El método iES, introducido por Chen y Oliver (2013), permite estimar tanto la incertidumbre a priori como a posteriori de los parámetros del modelo dentro de rangos de calibración definidos. Este enfoque se basa en el filtro de Kalman de conjuntos original (EnKF Evensen desarrollado en 1994). El EnKF es una técnica de asimilación de datos que aprovecha las correlaciones entre las variables de estado y las mediciones para incorporar los datos observados en las predicciones del modelo. Este enfoque hace hincapié en la variabilidad y el posible rango de resultados debido a la estructura del modelo, las condiciones iniciales y las incertidumbres de los parámetros antes de integrar los datos (Abbas et al., 2024).

En cuanto a la función objetivo, el software de estimación de parámetros (PEST) se basa en reducir las diferencias al cuadrado entre los caudales observados y los simulados por el modelo. Al igual que hicimos durante el análisis de sensibilidad, enfocamos la calibración en los caudales bajos del modelo. Para ello,

modificamos la función objetivo alterando manualmente la influencia de los caudales máximos y mínimos observados. Basándonos nuevamente en la curva de duración de caudales y los cuantiles, asignamos mayores ponderaciones a los caudales bajos (Q80%) y redujimos las ponderaciones a medida que disminuían los cuantiles (Fig. 14). De este modo, nos aseguramos de que los valores dominantes de los picos no sesgaran el modelo y de que la estimación de parámetros diera como resultado una reproducción equilibrada de los caudales del modelo con una mayor precisión en la parte más baja del hidrograma.

Es importante señalar que, en el segundo y cuarto artículo, realizando este enfoque metodológico, nos centramos en la mejora de los caudales bajos porque son esenciales para los caudales ecológicos. Sin embargo, el énfasis en los diferentes tipos de caudal varía en función de los objetivos o los problemas hidrológicos de cada zona de estudio, como el cambio climático y el uso del suelo, o la predicción de fenómenos extremos, como inundaciones y sequías, para la gestión de los ríos (Pfannerstill et al., 2014). Por ejemplo, los caudales máximos (por debajo del Q20%) son fundamentales para la gestión del riesgo de inundaciones, mientras que los caudales medios (entre el 40Q% y el Q60%) pueden ser prioritarios en la planificación del suministro de agua.

La calibración automática mediante *pestpp-ies* se realizó para el período comprendido entre 1995 y 2009, utilizando los primeros cinco años como periodo de calentamiento (y 10 años para la calibración) en la estación de aforo de la cuenca del río Tajo en Trillo (estación N°3005 del CEDEX). Esta calibración se ejecutó en tres iteraciones del algoritmo iES y 500 realizaciones (es decir, 2096 simulaciones del modelo). Para la validación, utilizamos los siguientes 10 años de datos disponibles (2010-2019) en dos estaciones de aforo aguas arriba de Trillo: N°3268 Taravillas y N°3001 Peralejos de las truchas, al igual que en la propia estación de Trillo empleada para la calibración aguas abajo. Para la evaluación del rendimiento del modelo se emplearon los mismos parámetros estadísticos desarrollados en el apartado anterior del modelo SWAT+, incluyendo nuevamente el logaritmo neperiano de Nash-Sutcliffe (LnNSE) por los buenos resultados obtenidos en la primera publicación y la facilidad de interpretación del funcionamiento de los caudales bajos del modelo.

4.4. DESAGREGACIÓN DE CAUDALES EN EL CONTEXTO MEDIOAMBIENTAL. EL MODELO WRAP

La desagregación de los datos mensuales de caudal a una escala diaria resulta esencial para evaluar con precisión los caudales ecológicos, puesto que numerosos procesos ambientales y decisiones de gestión del agua dependen de la variabilidad diaria del caudal (Slaughter et al., 2015). Si bien los datos mensuales pueden ser suficientes para la planificación general de los recursos hídricos, a menudo carecen de la resolución temporal necesaria para captar eventos ecológicos críticos, afectados por esta variabilidad diaria del caudal (Kim, 2015). El acceso a datos hidrológicos diarios fiables puede resultar de gran utilidad para las iniciativas de planificación de los recursos hídricos (John et al., 2021). Por lo tanto, la desagregación de los resultados mensuales del SWAT+ (o cualquier otro modelo con flujo de trabajo mensual, como por ejemplo el modelo nacional SIMPA en España) a una escala diaria constituye un paso esencial para la exploración de alternativas en el estudio de los caudales ecológicos (Castellanos-Osorio et al., 2023). El Water Rights Analysis Package modeling system (WRAP) (Wurbs, 2021), utilizado en numerosos estudios (por ejemplo, Verma, 2021; Wurbs, 2021) para simular una serie de escenarios de planificación del uso del agua, se empleó en este estudio para desagregar los caudales mensuales naturalizados en caudales diarios. El software en cuestión es de código abierto y puede ser adquirido en el sitio web oficial de la Universidad Texas A&M. El sistema de modelización WRAP está integrado en el sistema de modelización de la disponibilidad de agua (WAM por sus siglas en inglés) y es gestionado por la Comisión de Calidad Ambiental de Texas (TCEQ). Este sistema simula la gestión de los recursos hídricos de una cuenca fluvial y está compuesto por un conjunto de programas con aplicaciones específicas para la gestión del agua. El presente estudio implementó el módulo diario WRAP (*programa SIMD*) para obtener datos diarios de caudal a partir de caudales mensuales naturalizados.

4.4.1. Módulo de simulación diaria SIMD

El modelo de simulación diaria *SIMD* integra todas las capacidades de modelización del modelo de intervalo temporal mensual (*programa SIM*) y características adicionales significativas que son posibles gracias a la desagregación de una escala temporal mensual a una diaria. En el ámbito de la programación SIMD, se implementan cuatro técnicas específicas para la desagregación de los valores mensuales de las variables de entrada en cantidades diarias. Dichas técnicas, incorporadas en el sistema del modelo WRAP, incluyen (1) la distribución uniforme, (2) la interpolación lineal, (3) el ajuste de la variabilidad y (4) la replicación de los patrones de flujo diarios. En última instancia, la post-simulación WRAP habilita la creación, lectura y organización de los datos de recopilación en archivos con formato Digital Speech Standard (DSS). La interfaz DSS HEC-DSSVue (Centro de Ingeniería Hidrológica, Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos, 2009) gestiona los archivos con datos de series temporales, incluidas las entradas y los resultados, y se considera como un componente integral de WRAP. Como se ha mencionado anteriormente, la herramienta en cuestión se encuentra a disposición del público en el sitio web HEC del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos (USACE).

La opción de distribución uniforme (1) constituye el método de desagregación más elemental. La obtención de los datos de caudal diario se lleva a cabo mediante la división de los volúmenes de caudal mensuales por el número de días de cada mes (28, 30 o 31 días, o 29 días en los años bisiestos). Por otra parte, la opción de interpolación lineal (2) determina los caudales diarios al inicio, en el punto intermedio y al final de cada mes, utilizando como referencia el último mes, el mes en curso y el mes siguiente. La conexión de estos puntos constituye splines lineales, que representan los caudales instantáneos en diversos puntos temporales. Las áreas subyacentes a los splines representan los volúmenes de caudal en un intervalo temporal definido. Al desagregar los volúmenes mensuales en caudales diarios mediante el empleo del método de interpolación lineal, las secuencias de caudales diarios resultantes representan una mayor suavidad y correspondencia con los caudales diarios reales observados. La tercera técnica de desagregación se vincula de manera directa con la opción previamente descrita, si bien se destaca un aspecto significativo: la necesidad de un dato de entrada adicional, que es el patrón de flujo diario. La metodología de la opción de variabilidad de ajuste (3) se

fundamenta en la utilización de patrones de variación de caudal diario para ajustar los caudales diarios obtenidos mediante el método de interpolación lineal. En este caso, se ha recurrido al uso de las sumas mensuales agregadas de los caudales diarios para la estimación del caudal interpolado para cada día, mediante el empleo de la interpolación lineal. La secuencia de ratios de variabilidad diaria refleja el patrón de variabilidad de los caudales diarios como ratio entre el volumen de caudal diario real y el volumen de caudal diario, que se calcula utilizando una rutina de interpolación lineal. La cuarta y última opción, replicación de un patrón de flujo diario (4), constituye el método predeterminado y más recomendado para desagregar los caudales naturalizados mensuales a una escala temporal diaria en el programa SIMD. El cálculo del volumen de caudal naturalizado mensual se desagrega en caudales diarios mediante la utilización de una serie de caudales diarios previamente incluida como datos de entrada. Cada volumen mensual de caudal se asigna a los volúmenes diarios en función de la relación entre el patrón de flujo diario y su valor total mensual.

4.4.1.1. *Datos de entrada y patrones de flujo diario*

Para efectuar el proceso de desagregación de los caudales naturales mensuales a escala diaria, el modelo WRAP requiere la preparación de dos listados para la ejecución según el método seleccionado. El primer listado se corresponde a la serie mensual que se desee desagregar, y el segundo en el que se especifique el patrón de flujo diario de referencia (válido para las opciones de desagregación 3 y 4). El patrón de flujo diario no deja de ser los datos de caudal a escala diaria de provenientes de una estación de aforo vecina o “donante” que cumpla con las variabilidades normales del río de estudio y pueda servir como referencia para representar el comportamiento habitual del entorno. Para el caso de los estudios de esta tesis, los patrones de flujo se han obtenido de los registros de caudales observados provenientes de la Red Integrada de Estaciones de Aforo (SAIH-ROEA) de España. La tabla 4 que se muestra a continuación presenta un resumen de las series de datos mensuales de partida y los patrones de flujo utilizados para cada una de las aplicaciones de las técnicas de desagregación en las diferentes publicaciones de esta tesis.

Tabla 4. Resumen de las series mensuales simuladas y patrones de flujo diario utilizados para la desagregación con el modelo WRAP. Detalle del modelo empleado para generar las series mensuales en cada publicación

	Series de caudales mensuales (Simulados)	Patrón de flujo diario (Estación de aforo CEDEX)
Publicación 1 (SWAT+)	Nº 1303: Río Piloña en Villamayor (Aguas arriba)	Nº 1302: Río Piloña en Ozanes (Aguas abajo)
	Nº 3005: Río Tajo en Trillo (Aguas arriba)	Nº 3006: Río Tajo en Entrepeñas (Aguas Abajo)
Publicación 2 (SWAT+<i>gwflow</i>)	Nº 3001: Río Cabrillas en Taravillas (Aguas arriba)	Nº 3005: Río Tajo en Trillo (Aguas abajo)
	Nº 3268: Río Tajo en Peralejos de las Truchas (Aguas arriba)	
Publicación 4 (Modelo SIMPA y SWAT+<i>gwflow</i>)	Nº 3011: Río Tajo en Aranjuez (Aguas abajo)	Nº 3005: Río Tajo en Trillo (Aguas arriba)
		Nº 3041: Río Guadiela en Alcantud (Aguas arriba)
		Nº 3005 + Nº 3041
		Ajuste de regresión basado en las entradas a embalses de Entrepeñas y Buendía

4.5. CARACTERIZACIÓN DEL RÉGIMEN NATURAL Y ESTIMACIÓN DE CAUDALES ECOLÓGICOS

Los ecosistemas proveen significativos beneficios para el bienestar humano; sin embargo, en la actualidad su preservación constituye un desafío de gran magnitud, debido a las múltiples alteraciones que se generan a nivel global (Volk, 2015; Seifert-Dähnn, 2015). El caudal global de los ríos se ha visto afectado por el crecimiento y el desarrollo de los recursos hídricos (Tharme, 2003). Cada río exhibe un régimen de caudal natural distintivo, el cual es responsable de la configuración del hábitat físico, la diversidad biológica y los procesos ecológicos. Desde una perspectiva legal, resulta imperativo evaluar la modificación del régimen de

caudales, según lo establecido por la Directiva Marco del Agua (DMA). Esta directiva establece como prioridad máxima que la gestión de los recursos hídricos debe alcanzar los objetivos siguientes: Garantizar el buen estado ecológico de los ecosistemas vinculados. Con el propósito de alcanzar la meta propuesta, resulta imperativo contar con protocolos que faciliten la evaluación objetiva y eficiente del estado ecológico de los ríos. En este sentido, el Anejo V de la DMA (Directiva Marco del Agua) aborda una serie de componentes del ecosistema fluvial que deben ser tenidos en cuenta para garantizar una gestión sostenible de los recursos hídricos. De igual manera, es preciso proceder a la correspondiente valoración del estado ecológico. Entre los elementos mencionados, se destaca de manera específica el régimen hidrológico.

4.5.1. Índices de Alteración Hidrológica en Ríos (IAHRIS)

IAHRIS es una aplicación informática que permite obtener parámetros con los que caracterizar el régimen hidrológico, tanto natural *-cuando sus características no están sensiblemente alteradas por la acción del hombre-* como alterado *-cuando el hombre ha modificado el régimen natural mediante regulación, detracción y/o incorporación de caudales-* en un punto o tramo de un río. En la primera publicación científica de esta tesis, se ha implementado el uso de los indicadores de alteración hidrológica en ríos (IAHRIS) con el propósito de evaluar los parámetros hidrológicos que determinan el buen estado de los cursos fluviales. Esta aplicación ha sido elaborada por el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) de España y, se recomienda particularmente para España por estar fundamentada en los principios establecidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) española. Como se evidencia en la tabla 5, se desprende que el método en cuestión se fundamenta en los valores habituales y extremos (inundaciones y sequías) del caudal anual, mensual y diario. La caracterización de un régimen natural se lleva a cabo en función de cinco elementos principales: magnitud, frecuencia, variabilidad, duración, estacionalidad y tasas de cambio, es decir, disponibilidad, diversidad, resiliencia, sincronía y capacidad de respuesta, respectivamente. Los valores habituales determinan la disponibilidad general de agua en el ecosistema, mientras que los valores extremos (máximos-inundaciones, mínimos-sequías) representan las condiciones ambientales más críticas (Martínez Santa-María et al., 2006).

Tabla 5. Relación de parámetros (P1 - P19) para la caracterización del régimen de caudales

Componente del régimen		Aspecto	Descripción	Parámetro
Valores habituales	Aportaciones anuales y mensuales	Magnitud	Media de las aportaciones anuales	P1
		Variabilidad	Diferencia entre la aportación máxima y mínima en el año	P2
		Estacionalidad	Mes de máxima y mínima aportación del año	P3
	Caudales diarios	Variabilidad	Diferencia entre los caudales medios correspondientes a los percentiles de excedencia del 10% y 90%	P4
Valores extremos	VALORES MÁXIMOS de caudales diarios (AVENIDAS)	Magnitud y frecuencia	Media de los máximos diarios	Qc (P5)
			Caudal generador del lecho	QGL (P6)
			Caudal de conectividad	QCONEC (P7)
			Caudal de avenida habitual	Q5% (P8)
		Variabilidad	Coeficiente de variación de máximos diarios anuales	Cv (Qc) (P9)
			Coeficiente de variación de la serie de avenidas habituales	Cv (Q5%) (P10)
		Duración	Máximo nº de días consecutivos al año con $q > Q5\%$	Duración de avenida (P11)
		Estacionalidad	Nº medio de días al mes con $q > Q5\%$	12 valores (1/mes) (P12)
	VALORES MÍNIMOS de caudales diarios (SEQUÍAS)	Magnitud y frecuencia	Media de los mínimos caudales diarios anuales	Qs (P13)
			Caudal de sequía habitual	Q95% (P14)
		Variabilidad	Coeficiente de variación de mínimos diarios anuales	Cv (Qs) (P15)
			Coeficiente de variación de la serie de sequías habituales	Cv (Q95%) (P16)
		Duración	Máximo nº de días consecutivos al año con $q < Q95\%$	Duración de sequías (P17)
			Número medio de días al mes con caudal diario nulo	12 valores (1/mes) (P18)
		Estacionalidad	Nº medio de días al mes con $q < Q95\%$	12 valores (1/mes) (P19)

Fuente: Manual de usuario IAHRIS

4.5.2. Métodos hidrológicos incluidos en la IPH

Los métodos hidrológicos se encuentran entre las formas más comunes de estimar los caudales ecológicos. Esta hipótesis se basa en la idea de que las condiciones hidrológicas reflejan las demandas ecológicas (Książek et al., 2019). Partiendo de series temporales diarias, que es la escala temporal que refleja con mayor claridad la variabilidad del flujo a lo largo del año, estos métodos se consideran los más adecuados para la planificación de los recursos hídricos, ya que son los métodos más sencillos y directos para la estimación de los caudales ecológicos. Durante el desarrollo de los artículos que componen esta tesis se implementaron los métodos hidrológicos recomendados por la Instrucción de Planificación Hidrológica española (IPH, 2008), los cuales se describen a continuación. Estos indicadores se encuentran incorporados en la herramienta de post-procesamiento de SWAT+, ubicada en la interfaz QSWAT+, en el paso 4, posterior a la construcción del modelo y la simulación. La incorporación de estos indicadores dentro de la interfaz del modelo SWAT+ permite realizar un análisis rápido y sencillo del régimen natural del río a partir de los archivos de salida generados por el modelo, tal y como se detalla en el estudio de Senent-Aparicio et al. (2021).

4.5.2.1. *Método del caudal básico (Qb)*

El método del caudal básico, propuesto y establecido en España por Palau y Alcázar (2012), determina el caudal mínimo que debe existir en un río. Diversos estudios han validado la eficacia de este enfoque (Efstratiadis et al., 2014; Asadi et al., 2024), lo que lo convierte en un componente esencial para la planificación hidrológica en España. Este procedimiento implementa el uso de medias móviles para un intervalo específico en el que se dispone de datos diarios ininterrumpidos sobre el caudal, que oscilan entre 1 y 100 valores. El período de uso de 100 días se justifica por la necesidad de incluir los intervalos anuales en los que se registran los niveles de caudal más bajos, representados por los valores de agua observados durante los meses estivales. En consecuencia, este procedimiento proporcionaría una representación exhaustiva de los caudales diarios durante un período aproximado de tres meses (Camargos et al., 2018). El valor Qb final será la media del valor Qb de cada año.

4.5.2.2. *Métodos basados en las medias móviles (dQ_p)*

El principio fundamental que subyace en estas metodologías es el cálculo de los caudales medios durante un periodo de tiempo determinado (días) que no se superan con una probabilidad dada (percentiles) de años. En este sentido, Baeza Sanz y García del Jalón (2005) formularon una metodología, denominada 25Qm, en la que se prescinde de la organización de los percentiles y se otorga preeminencia a los valores medios. Este procedimiento se asemeja al método previo, ya que asimismo se sirven de las medias móviles de los 25 días consecutivos de cada año de análisis, optando por el valor mínimo. La serie objeto de análisis tendrá, como mínimo, el mismo tamaño que los años de estudio seleccionados y representará el caudal ambiental, determinado por la media aritmética. Es pertinente señalar que en este análisis se emplea la media en lugar del percentil, lo que constituye una diferencia significativa en los resultados obtenidos. En el marco de la presente tesis, se procedió a la estimación de los indicadores 25Qm y 21Qm en los diferentes estudios, ya que son los de mayor utilización en España.

4.5.2.3. *Métodos basados en percentiles (Q_p)*

Estos métodos se centran en el análisis de la frecuencia de la serie, abordada mediante el análisis de los percentiles asociados a la curva de duración diaria del caudal (FDC). Para establecer la correlación con los dos métodos previamente mencionados, en este caso particular, la media móvil se correspondería con un intervalo de tiempo específico (un día), asociado a una probabilidad Q de no superación p%. Los percentiles más frecuentes son el 95 y el 90 (Efstratiadis et al., 2014). En los artículos de esta tesis, se han incluido los percentiles Q95, Q90 y Q85, los cuales también son empleados en los Planes Hidrológico de las cuencas seleccionadas para el estudio.

4.5.3. **Incertidumbre asociada a las recomendaciones de la IPH**

4.5.3.1. *Factor de variación intra-anual*

El caudal mínimo, ya sea el caudal básico (Q_b), 21Qm o 25Qm, debe adaptarse a un régimen de caudal anual utilizando factores de variación que alineen y distribuyan el caudal mínimo con los patrones hidrográficos naturales. Mientras que el método SHPI solo permite caudales mínimos y máximos, otras

metodologías más prevalentes establecen series de caudales mensuales proporcionales a los caudales naturales. En este estudio se han utilizado varios factores de variación: uno basado en el método del caudal básico, una variante que utiliza la raíz cúbica en lugar de la raíz cuadrada y un método similar basado en el percentil 15 del caudal de cada mes en lugar de los promedios mensuales. Otro método define un factor que escala linealmente de 1 (para el mes con el caudal más bajo) a 2 (para el mes con el más alto). Para analizar la incertidumbre asociada al uso de estos factores de variación intra-anual, se han aplicado los cuatro factores de variación más utilizados en los planes hidrológicos de cuencas españolas, cuyas ecuaciones se enumeran a continuación. Estos factores de variación se expresan matemáticamente de la siguiente manera:

Ecuación 3, 4, 5 y 6. Factor de variación (FV) intra-anual 1 - 4

$$FV1 = \sqrt{\frac{Q_i}{Q_{min}}}$$

$$FV2 = \sqrt[3]{\frac{Q_i}{Q_{min}}}$$

$$FV3 = 1 + \sqrt{\frac{Q_i - Q_{min}}{Q_{max} - Q_{min}}}$$

$$FV4 = \sqrt{\frac{Perc\ 15_i}{Perc\ 15_{min}}}$$

Donde Q_i es el caudal natural del mes i , Q_{min} es el caudal natural del mes más seco, Q_{max} es el caudal natural del mes más húmedo, $Perc15_i$ es el percentil 15 del mes i y $Perc15_{min}$ es el percentil 15 del mes más seco. Es importante señalar que, mientras que los percentiles 5 y 15 a escala anual se obtienen a partir de la serie completa de datos, los percentiles mensuales se derivan del cálculo de los caudales diarios de cada mes, lo que significa que, en este caso, no se aplican factores de variación, ya que la variación surge de forma inherente de la propia serie.

4.5.3.2. *Escala temporal de las series de cálculo*

Para el caso concreto de estudio donde se plantea esta hipótesis, que es la cabecera del Tajo en Aranjuez, los caudales ecológicos incluidos en su Plan Hidrológico de Cuenca se calculan utilizando series de caudales mensuales, en lugar de las series diarias recomendadas por la IPH. En el anexo 5 de dicho plan se reconoce que esta decisión se tomó debido a la falta de sitios de referencia no alterados con datos diarios disponibles para desagregar los caudales mensuales. En consecuencia, el plan aplica directamente los percentiles hidrológicos a las series de caudales mensuales. Si bien esto puede ser una solución práctica para muchos ríos de la cuenca del Tajo, no es adecuado para el caso de Aranjuez. En esta zona existen series de datos diarios de alta calidad en estaciones de medición aguas arriba con condiciones naturales o cuasi naturales, concretamente en Trillo (en el río Tajo) y Alcantud (en el río Guadiela). Estas estaciones proporcionan datos fiables, a largo plazo (más de 20 años) y representativos, que cumplen todos los requisitos de la IPH para el uso de caudales diarios. Este estudio demuestra que la aplicación de la metodología recomendada por el IPH utilizando datos diarios no solo es factible en Aranjuez, sino que también es más sólida desde el punto de vista científico que el enfoque generalizado del Plan Hidrológico del Tajo.

4.5.3.3. *Longitud temporal de las series de cálculo*

En relación con el apartado anterior, el Plan Hidrológico del Tajo utiliza datos de caudales mensuales desde 1980/81 hasta 2017/18, lo cual es un intervalo de tiempo razonable. Sin embargo, la IPH hace hincapié en que la serie temporal utilizada debe ser lo suficientemente larga (mínimo 20 años) y representativa de las condiciones actuales. Si se detectan tendencias —como las relacionadas con el cambio climático— en los datos históricos, el uso de registros más antiguos puede introducir sesgos. Por lo tanto, puede ser necesario reevaluar si el período de tiempo seleccionado sigue cumpliendo el requisito de la IPH de que los datos sean recientes, relevantes y representativos de la naturaleza hidrológica del río. En la cuarta publicación científica (actualmente bajo revisión) se evalúa la tendencia con respecto a la longitud de años utilizada para el cálculo de los indicadores ecológicos, fijando el año final al 2017/18 y retrocediendo en el tiempo hasta el año 1951, que es hasta donde se cuentan con series climáticas de AEMET para realizar los procesos de simulación hidrológica mediante el modelo SWAT+*gwflow*.

4.6. CREACIÓN DE UNA BASE DE DATOS HIDROLÓGICOS EN ESPAÑA. BULL DATASET

La hidrología de grandes muestras (LSH por las siglas en inglés de *Large-sample hydrology*) proporciona información fiable sobre los procesos y modelos hidrológicos al aprovechar conjuntos de datos completos de cuencas. Estudios recientes (Addor et al., 2020) han subrayado el papel fundamental de estos conjuntos de datos en una amplia gama de investigaciones hidrológicas, entre las que se incluyen la clasificación de cuencas hidrográficas, la evaluación del almacenamiento de agua terrestre y los fenómenos extremos, la evaluación de modelos hidrológicos, la comparación de referencias, la estimación de parámetros, la regionalización mediante algoritmos de aprendizaje automático, el análisis del impacto humano en la hidrología, la previsión del caudal de los ríos, la exploración del impacto del cambio climático y la evaluación de las incertidumbres de los datos y los modelos.

La base de datos BULL (Spanish Basin attributes for Unravelling Learning in Large-sample hydrology) es un nuevo conjunto de datos para estudios hidrológicos de grandes muestras en España. Incluye datos de 484 cuencas, combinando series temporales hidrometeorológicas con atributos de geología, suelo, topografía, cobertura terrestre, influencia antropogénica e hidroclimatología. Una de las principales novedades que presenta BULL es el análisis de la alteración hidrológica de las cuencas incluidas en este conjunto de datos, un aspecto crítico en países como España, que se caracterizan por ríos que sufren los niveles más altos de antropización, y donde encontrar el régimen natural se ha vuelto un desafío a lo largo de los años.

4.6.1. Selección y delineación de cuencas hidrográficas

La selección de cuencas para la base de datos BULL se inició con la recolección de datos de caudal disponibles en las 1.634 estaciones registradas en la Red Oficial de Estaciones de Aforo (ROEA), la Agencia Catalana del Agua (ACA) y la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM). A partir de estos datos, se realizó un filtrado inicial que excluyó todas las estaciones de medición de caudal que solo tenían datos anteriores a 1951, ya que los datos meteorológicos de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) disponibles comenzaron ese año, lo que limita la posterior modelización hidrológica que se realiza a partir de dichos

datos climáticos. Como resultado, el número de estaciones se redujo a 1431. Posteriormente, se aplicó el filtro recomendado por la iniciativa CARAVAN -una base de datos comunitaria a nivel mundial para hidrología a gran escala- en cuanto al tamaño de las cuencas, descartando aquellas que fueran menores de 100 km² o mayores de 2000 km², lo que redujo el número de estaciones disponibles a 848. A continuación, se analizó el porcentaje de “huecos” en los datos de estas estaciones y se eliminaron aquellas con un porcentaje superior al 10 % de datos faltantes, lo que redujo el número de estaciones a 764. Por último, se estudió el número mínimo de años con datos completos disponibles en estas estaciones y se descartaron todas aquellas con menos de 20 años completos de datos. El resultado fue un total de 484 cuencas analizadas en la base de datos BULL. Es importante destacar que 287 cuencas, que representan el 60 % del total, tienen series completas sin huecos para esos 20 años. Además, aproximadamente el 19 % de las cuencas tienen series temporales completas que cubren al menos 60 años de caudal diario observado, mientras que aproximadamente el 26 % tienen una cobertura de datos del 90 % para ese período. Las estaciones del conjunto de datos BULL tienden a tener registros de medición a largo plazo, siendo el registro más corto de 20 años y más de la mitad de los registros (68 % de las estaciones) de al menos 40 años de duración. La distribución espacial de las estaciones según la duración de la serie temporal es uniforme en toda la zona, excepto en el caso de las que tienen una duración mínima de 60 años, que son más abundantes en la región centro-norte.

En la actualidad, España carece de una base de datos espacial específica para la extracción de los atributos geométricos de las cuencas medidas. En consecuencia, las dimensiones de dichas cuencas se obtuvieron a partir de datos de medición previamente adquiridos, designándolas como los puntos de drenaje de las cuencas españolas medidas. En este estudio se aborda el análisis de la precisión y la resolución espacial de los modelos digitales de elevación (MDE), aspectos técnicos que se erigen como fundamentales durante esta fase (Almagro et al., 2021). En consecuencia, se determinó la utilización del código *delineator.py* (Heberger, 2023) para la realización de esta tarea, la cual incorpora metodologías híbridas, integrando enfoques basados en vectores y ráster junto con datos de MERIT-Hydro para delinear las cuencas. Estos DEM (Digital Elevation Model) representan con precisión las elevaciones del terreno con una resolución de 3 segundos (aproximadamente 90 metros en el ecuador), abarcando áreas terrestres entre 90°N

y 60°S para la delimitación de cuencas. Posteriormente, se implementaron técnicas de geoprosesamiento para cuantificar la superficie de cada cuenca delimitada. El procedimiento de evaluación de la calidad se inició con la comprobación recíproca de los datos facilitados por la ROEA, la ACA y la REDIAM, así como de los resultados preliminares de la delimitación de cuencas hidrográficas obtenidos mediante el software *delineator.py*. En el caso de cuencas con diferencias significativas en la superficie, se abordó la verificación de la ubicación de los puntos de medición y el consiguiente ajuste de los límites de las cuencas. Una vez subsanados los errores iniciales, se implementó el comando «fix geometries» de QGIS 3.23.3 con el propósito de asegurar la integridad de las geometrías finales de las cuencas. Posteriormente, se aplicaron los scripts de la iniciativa CARAVAN para obtener los atributos de cada cuenca.

4.6.2. Identificación de cuencas en régimen no alterado

Como se ha mencionado a lo largo de los apartados anteriores, los ríos españoles presentan un mayor grado de antropización que los de otros países, debido principalmente al gran número de presas existentes y a la necesidad de abastecer de agua a toda la España mediterránea (Senent-Aparicio et al., 2021). Por lo tanto, la iniciativa BULL trató de analizar qué cuencas incluidas en la base de datos tenían un régimen natural o cuasi natural. Así, se compararon los caudales mensuales observados de las 484 cuencas incluidas en la base de datos BULL con los caudales simulados por el modelo hidrológico a escala nacional SIMPA (Sistema Integrado de Modelización Precipitación-Aportación), que España utiliza para calcular los recursos hídricos en los distintos planes hidrológicos de cuenca desarrollados en el marco de la Directiva Europea del Agua (Vicente et al., 2016). Para identificar las cuencas no alteradas en la base de datos BULL, se estableció como criterio aquellas cuyos caudales observados provenientes de los aforos, comparados con los de SIMPA, producen un coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash y Sutcliffe, 1970) igual o superior a 0,50. Este valor NSE se utiliza habitualmente en la modelización hidrológica siguiendo los criterios de Moriasi et al. (2015). Una limitación significativa de este enfoque era la suposición de que el modelo SIMPA reflejaba adecuadamente la serie de caudales del régimen natural. Los resultados del modelo presentaban diferentes fuentes de incertidumbre debido a errores en los datos de entrada, los parámetros del modelo y la estructura del

modelo. Sin embargo, tal y como se observa en el análisis de los recursos hídricos de la España peninsular realizado por el Centro de Estudios Hidrográficos del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), los resultados fueron aceptables en la mayor parte del territorio. No obstante, la eficiencia disminuyó en las zonas más áridas del sureste, donde hay pocas estaciones de medición inalteradas.

4.6.3. Evaluación de conjuntos de datos climáticos para la modelización hidrológica

Los datos meteorológicos utilizados para elaborar el BULL se validaron estadísticamente comparando y evaluando la solidez y precisión de los conjuntos de datos. Se utilizó AEMET como referencia (Senent-Aparicio et al., 2018; Gomis-Cebolla et al., 2023; Senent-Aparicio et al., 2021) para evaluar el rendimiento de ERA5-Land y EMO1. Se calcularon por separado para cada cuenca el coeficiente de correlación de Spearman (ρ), el sesgo relativo (RBIAS), el error cuadrático medio (RMSE) y la eficiencia de Kling-Gupta (KGE) según cuatro variables meteorológicas: la precipitación mensual total y las temperaturas máximas, mínimas y medias mensuales. Las ecuaciones de estas estadísticas utilizadas para el análisis continuo fueron descritas por Gomis-Cebolla et al (2023). El coeficiente ρ ofrece una evaluación sólida del grado en que dos variables muestran una relación monótona, independientemente de las propiedades de distribución de los datos. El RBIAS, expresado en porcentaje, denota el sesgo sistemático en las estimaciones de precipitación y temperatura, mientras que el RMSE representa cuantitativamente las características de error entre las diferentes estimaciones de las variables y las tomadas como referencia. El KGE consolida múltiples métricas estadísticas en una sola medida, evaluando la precisión del modelo, la reproducción de la variabilidad y la alineación temporal con los datos de referencia.

Se utilizó el modelo hidrológico Témez para validar las fuentes meteorológicas desde una perspectiva hidrológica. El modelo de precipitación-escurrentía Témez se ha utilizado ampliamente en España para la gestión de los recursos hídricos (Senent-Aparicio et al., 2018; Jimeno-Sáez et al., 2020; Pérez-Martín et al., 2014; Jódar et al., 2017) y en varios otros países (Rivadeneira et al., 2020). Para más detalles sobre el modelo Témez, véase Pérez-Sánchez et al. (2022).

El proceso de calibración del modelo hidrológico se llevó a cabo para ajustar sus parámetros y lograr una simulación precisa del caudal fluvial. Los datos de la AEMET sirvieron como conjunto de datos de referencia para la calibración. La calibración implicó una función de pérdida basada en el error cuadrático medio (MSE), que comparó los caudales fluviales observados y simulados. Una vez calibrados los parámetros, se simularon los caudales fluviales utilizando otras fuentes de datos disponibles. La optimización se llevó a cabo utilizando el método de mínimos cuadrados con límites de búsqueda definidos para identificar los mejores parámetros del modelo. Concretamente, la implementación en Python implicó definir la función de pérdida (MSE) y realizar la optimización utilizando la función de minimización de la biblioteca SciPy con el algoritmo L-BFGS-B (Virtanen et al., 2020). Para evaluar cada modelo hidrológico, se emplearon las estadísticas NSE, PBIAS y RMSE de la relación de desviación estándar (RSR) de las observaciones, siguiendo los criterios establecidos por Moriasi et al. (2007), cuyo trabajo proporcionó detalles exhaustivos sobre estas estadísticas ampliamente utilizadas para la evaluación de modelos hidrológicos. La RSR estandarizó el RMSE utilizando la desviación estándar de la observación, lo que proporcionó un índice de error integrado.

V – PUBLICACIONES

V - PUBLICACIONES

En este capítulo se presentan las publicaciones que forman parte de esta tesis doctoral, la cual se ha estructurado en la modalidad de compendio de publicaciones. De esta investigación se derivaron cuatro artículos científicos, de los cuales tres han sido corregidos y aprobados por revisores anónimos cualificados en el área de conocimiento para su publicación en revistas indexadas en JCR. El cuarto artículo se encuentra actualmente en fase de revisión. A continuación, se ofrece un breve resumen de cada una de estas publicaciones, destacando su aporte individual y su contribución integral al desarrollo de la presente tesis.

- **Publicación 1:** La primera publicación se titula “Disaggregated monthly SWAT+ model versus daily SWAT+ model for estimating environmental flows in Peninsular Spain”. Este estudio se centra en el reto crucial de estimar caudales ecológicos en regiones con escasez de datos diarios de flujo natural, como es el caso de España, donde los ríos están altamente regulados, con el objetivo de caracterizar el régimen natural de los ríos. La hipótesis del autor propone que la modelización y calibración a escala mensual del modelo SWAT+, combinada con técnicas de desagregación mensual a diaria utilizando un patrón de flujo diario proveniente de una estación donante cercana, puede ofrecer resultados más precisos y válidos para la estimación de caudales ecológicos en comparación con los modelos calibrados directamente a escala diaria o aquellos calibrados mensualmente, pero simulados directamente a escala diaria. El estudio se llevó a cabo en dos cuencas representativas de la España Peninsular con variabilidad climática contrastante: la Cuenca del Río Piloña (PRB), localizada en el norte y con un clima húmedo, y una parte de la Cuenca del Río Tago (TRB), ubicada en la zona centro y con un clima semiárido. La metodología evaluó tres escenarios: (1) flujos diarios simulados por SWAT+ calibrado mensualmente; (2) flujos diarios desagregados de series mensuales obtenidas de SWAT+ calibrado mensualmente, utilizando el software Water Rights

Analysis Package (WRAP) y replicando un patrón de flujo diario de una estación donante; y (3) flujos diarios simulados por SWAT+ calibrado diariamente. La calibración de los distintos escenarios del modelo se realizó con el algoritmo SWAT Parameter Estimator (SPE) en SWATplus-CUP. Para la caracterización del régimen de flujo natural y la estimación de caudales ecológicos, se emplearon los Indicadores de Alteración Hidrológica en Ríos (IAHRIS) y el método del Caudal Básico (Qb). Los resultados clave mostraron que el escenario 2 (calibración mensual y desagregación) superó consistentemente a los demás enfoques en cuanto a rendimiento estadístico, también predijo con mayor precisión la mayoría de los parámetros de sequía y mostró un mejor ajuste general en ambas cuencas. En cuanto al Qb, el escenario 3 (calibración diaria) subestimó significativamente el caudal ecológico (-43.19% en PRB y -48.96% en TRB), mientras que el escenario 2 proporcionó las estimaciones más ajustadas a los datos observados de ambas cuencas. Este estudio reveló la sensibilidad y afección sobre la estimación de indicadores ambientales según el escenario de simulación evaluado, así como la eficacia de la aplicación de técnicas de desagregación como alternativa viable para la estimación de caudales ecológicos.

- **Publicación 2:** El siguiente artículo publicado se titula “Assessing improvements in environmental flow estimation through the use of a coupled surface-groundwater model” y es una continuación de la hipótesis planteada en la primera investigación. Este estudio aborda la mejora en la estimación de caudales ambientales, crucial para la gestión hídrica, en cuencas con interacción superficial-subterránea significativa, como la cabecera del río Tajo en España. La hipótesis central propone que la representación precisa de las interacciones entre agua superficial y subterránea a través del modelo acoplado SWAT+*gwflow*, junto con técnicas de desagregación mensual a diaria basadas en patrones de flujo observados provenientes de estaciones donantes cercanas, superará las limitaciones del modelo SWAT+ independiente para la simulación de flujos diarios, especialmente los

caudales bajos. La metodología evaluó tres escenarios en la cuenca de la cabecera del río Tajo: (a) simulaciones diarias del modelo SWAT+ independiente, (b) simulaciones mensuales del SWAT+ independiente desagregadas a escala diaria mediante el software WRAP utilizando un patrón de flujo de una estación donante (Trillo-3005), y (c) simulaciones diarias del modelo acoplado SWAT+*gwflow*. La calibración de los modelos se realizó con el algoritmo Iterative Ensemble Smoother (iES) del software PEST++, con la particularidad de asignar un mayor peso a los caudales bajos (Q80%) para asegurar su ajuste. La estimación de caudales ecológicos se realizó utilizando métodos hidrológicos de la Instrucción de Planificación Hidrológica española, incluyendo el método del caudal básico (Qb), y los métodos basados en medias móviles (25Qm, 21Qm) y percentiles (Q95, Q90, Q85). Los resultados principales demostraron que el modelo acoplado SWAT+*gwflow* (escenario c) superó consistentemente al modelo SWAT+ independiente (escenario a) en todas las estadísticas de rendimiento y en la precisión de la estimación de caudales ecológicos, particularmente en condiciones de caudal bajo, logrando variaciones de $\pm 10\%$ respecto a los valores observados. Por otra parte, el modelo SWAT+ independiente subestimó los caudales ecológicos entre un 41% y un 58%. Además, la técnica de desagregación mensual a diaria (escenario b) mejoró significativamente las estimaciones de caudales ambientales del modelo SWAT+ independiente, reduciendo la subestimación a la mitad en algunos indicadores, lo que valida su utilidad como alternativa en la obtención de información hidrológica diaria. Esta publicación demostró que la calibración enfocada en caudales bajos fue crucial para esta mejora, especialmente en el escenario de acoplamiento. De igual manera, resalta la importancia del acoplamiento de modelos de agua superficial-subterránea para una representación precisa del régimen hidrológico y la estimación de caudales ecológicos, especialmente en cuencas dominadas por la dinámica del agua subterránea. Si bien las técnicas de desagregación ofrecen una alternativa viable y respaldan la hipótesis planteada en la primera publicación, el modelo acoplado se posiciona como una

herramienta superior y fiable para la planificación hidrológica y la toma de decisiones en la gestión de recursos hídricos.

- **Publicación 3:** El tercer y último de los artículos publicados presenta la base de datos BULL (Basin attributes for Unravelling Learning in Large-sample hydrology), un novedoso conjunto de datos de cuencas diseñado para estudios hidrológicos a gran escala en España. El trabajo se publica bajo el título “BULL Database - Spanish Basin attributes for Unravelling Learning in Large-sample Hydrology” con el objetivo principal de proporcionar información detallada para la investigación en hidrología y, de manera particular, analizar la alteración hidrológica de las cuencas, un aspecto de suma importancia en un país como España, caracterizado por altos niveles de antropización fluvial. La metodología empleada para la creación de la base de datos BULL incluyó la selección inicial de 484 cuencas a partir de estaciones de aforo de la Red Oficial de Estaciones de Aforo (ROEA), la Agencia Catalana del Agua (ACA) y la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM), aplicando criterios de filtrado rigurosos que garantizaron la disponibilidad de series temporales diarias entre 1951 y 2021, así como un rango de tamaño de cuenca entre 100 y 2000 km². Para identificar las cuencas con regímenes hidrológicos inalterados, se compararon los caudales observados con los simulados por el modelo hidrológico a escala nacional SIMPA, considerando como “inalteradas” aquellas que presentaban un coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) igual o superior a 0,50. Además, se evaluó la robustez y precisión de tres productos de reanálisis meteorológico (ERA5-Land, EMO-1 y la cuadrícula oficial de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET)) como datos de entrada para la modelización hidrológica, utilizando AEMET como referencia y cuantificando su rendimiento mediante métricas estadísticas. Los resultados principales demuestran que la mayoría de las cuencas con menor grado de antropización se localizan en el norte de España, zonas influenciadas por climas oceánicos, mientras que las cuencas más alteradas predominan en regiones con climas

continentales y mediterráneos; este análisis permitió la identificación de 149 cuencas inalteradas, de gran utilidad para futuros estudios hidrológicos a gran escala en la península Ibérica, corrigiendo incluso valoraciones previas que no consideraban la alteración por uso agrícola o explotación de aguas subterráneas sin presas. En la evaluación de los productos meteorológicos con el modelo hidrológico Témez, AEMET demostró un rendimiento satisfactorio-alto en casi todas las cuencas, mientras que ERA5-Land mostró un rendimiento aceptable. EMO1 fue el producto con el rendimiento más bajo y mayor dispersión. En conclusión, el desarrollo de la base de datos BULL, disponible libremente, representa una contribución significativa al campo de la hidrología a gran escala, al proporcionar un conjunto de datos abierto que incluye series temporales hidrometeorológicas diarias desde 1951 hasta 2021 y, de manera crucial, una caracterización detallada de la alteración hidrológica de las cuencas españolas, lo que la convierte en una herramienta fundamental para la investigación del ciclo del agua, los impactos del cambio climático y la mejora de los modelos hidrológicos en la región.

- **Publicación 4:** El último artículo que compone esta tesis se encuentra en fase de revisión y se titula “Uncertainty in ecological flow calculations under Spanish legislation and methodological proposals for strategic basins. Case study: Aranjuez (Tagus River)”. Este estudio aborda la incertidumbre inherente en la estimación de caudales ecológicos (CE) según la Instrucción de Planificación Hidrológica Española (IPH), utilizando como caso de estudio el tramo de Aranjuez en la cuenca alta del río Tajo. La hipótesis central postula que las decisiones metodológicas actuales, como la resolución temporal de los datos y los factores de variación intra-anual, introducen una variabilidad significativa a la hora de estimar los CE, lo que subraya la necesidad de revisar los criterios de cálculo. Para investigar esto, se empleó una metodología rigurosa que incluyó el desarrollo y calibración de un modelo hidrológico acoplado SWAT+*gwflow* para simular series diarias de caudal en régimen natural en el tramo de

Aranjuez, aguas abajo de los embalses de Entrepeñas y Buendía. Este modelo, que mejora la representación de las interacciones agua subterránea-superficie, fue calibrado y validado utilizando datos de caudal de estaciones de aforo (Trillo y Alcantud) y evapotranspiración satelital (GLEAM). Además, en el estudio se incluyeron también las series simuladas por el modelo hidrológico empleado a escala nacional SIMPA, y a escala local para la cuenca del Tajo SIMPA-Ajustado (SIMPA-ADJ). Se generaron 115.668 escenarios de CE combinando las distintas series de flujo (SIMPA, SIMPA-ADJ, SWAT+*gwflow*), cuatro técnicas de desagregación de series mensuales a diarias, con patrones de caudal diario proveniente de estaciones de referencia (Trillo, Alcantud), y métodos hidrológicos recomendados por la IPH. Adicionalmente, se analizó el impacto de la escala temporal de los datos, la longitud de las series empleadas y cuatro factores de variación intra-anual en las estimaciones de CE. Los resultados principales revelan que el uso de datos mensuales en lugar de diarios sobreestima sistemáticamente los CE hasta en un 12% debido al suavizado de los extremos de bajo caudal, y que las estimaciones varían en más de 2 m³/s según la longitud de la serie temporal. De igual manera, el volumen anual y la distribución estacional de los CE son altamente sensibles a los factores de variación intra-anual, los cuales a menudo carecen de justificación técnica y pueden introducir diferencias de volumen de hasta 80 hm³/año según el que se emplee. Esta investigación confirma la inadecuación de la IPH como herramienta objetiva para estimar flujos mínimos bajo su flexibilidad actual y la urgencia de su revisión para priorizar modelos hidrológicos diarios basados en la física, promoviendo un enfoque multiobjetivo e integrado que armonice aspectos ambientales, hidrológicos, sociales y económicos en la definición de los caudales ecológicos, un aspecto que el Plan Hidrológico de la Cuenca del Tajo (PHCT) ha desatendido en el caso de estudio.

5.1. RESEARCH PAPER 1: DISAGGREGATED MONTHLY SWAT+ MODEL VERSUS DAILY SWAT+ MODEL FOR ESTIMATING ENVIRONMENTAL FLOWS IN PENINSULAR SPAIN.

Castellanos-Osorio, G., López-Ballesteros, A., Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J. (2023). Disaggregated monthly SWAT+ model versus daily SWAT+ model for estimating environmental flows in Peninsular Spain. *Journal of Hydrology*, 623, 129837.

<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129837>.

Journal of Hydrology 623 (2023) 129837



Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Hydrology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jhydrol

Research papers

Disaggregated monthly SWAT+ model versus daily SWAT+ model for estimating environmental flows in Peninsular Spain

Gerardo Castellanos-Osorio^a, Adrián López-Ballesteros^a, Julio Pérez-Sánchez^b, Javier Senent-Aparicio^{a,*}^a Department of Civil Engineering, Universidad Católica San Antonio de Murcia, Campus de Los Jerónimos s/n, 30107 Guadalupe, Murcia, Spain^b Department of Civil Engineering, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Campus de Tafiña, 35017 Las Palmas de Gran Canaria, Spain

ARTICLE INFO

This manuscript was handled by Corrado Corradini, Editor-in-Chief

Keywords:
 SWAT+
 WRAP
 Streamflow disaggregation
 Environmental flows

ABSTRACT

The Water Framework Directive requires all water bodies in EU countries to ensure the ecological integrity of freshwater ecosystems in all water bodies. A “good” status in water bodies leads to their biological elements to reproduce reference conditions, so quantity and timing should be considered in describing environmental flows. However, the availability of daily natural flow data is one of the major drawbacks, especially in highly water-regulated countries, such as Spain, and hydrological models, such as the Soil and Water Assessment Tool (SWAT+) model, can be used to generate them. This work evaluated three different approaches for obtaining daily flows used to characterise the natural regime and to estimate environmental flows in the Piloña River (northern Spain) and Tagus River (centre Spain) basins: Scenario 1) daily flows simulated by the SWAT+ model calibrated on a monthly scale; Scenario 2) daily flows estimated by applying monthly-to-daily disaggregation techniques from the monthly series obtained from the SWAT+ model calibrated on a monthly scale using Water Rights Analysis Package (WRAP) software; and Scenario 3) daily flows simulated by the SWAT+ model calibrated on a daily scale. The Kling-Gupta efficiency (KGE), percent bias (PBIAS), Nash-Sutcliffe efficiency (NSE), root mean square error (RMSE) and standard deviation ratio (RSR) were used to evaluate the model's performance. Furthermore, the indicators of hydrologic alteration in rivers (IAHRIS) and the basic flow methods were assessed and compared with those obtained directly using the real data observed at the gauging station. Our results indicated that Scenario 2 outperformed the rest of the approaches for all the statistics used. KGE and NSE varied between 0.78 and 0.92 for both basins in Scenario 2 while these values decreased to 0.50–0.60 for KGE and 0.20–0.40 for NSE in Scenarios 1 and 3. Moreover, PBIAS ranged between 3.24 and 4.47% in validation periods in Scenario 2, while it decreased to –14.64% in Scenario 3. Likewise, Scenario 2 was also observed to show better performance related to both the patterns of the natural regime and the basic flow values, which were generally underestimated by the other scenarios. The methodology proposed provides a valuable tool for evaluating and managing the hydrological and environmental status of river basins.

1. Introduction

During the last decades, the constant increase in human activity has caused considerable negative impacts in different fields of study, such as hydrology. In rivers with intense anthropisation, including Spanish rivers, discharge represents one of the most important factors (Norris and Thomas, 1999) for defining the fundamental ecological characteristics of a riverine ecosystem. Therefore, the implementation of environmental flows indicates the amount of water necessary to maintain a

river ecosystem in its desired state (Acreman and Dunbar, 2004) and defines the appropriate flow regime for sustaining the ecological health of the receiving waters (Arthington et al., 2006; Poff and Zimmerman, 2010). The Water Framework Directive (WFD) requires EU countries to ensure the ecological integrity of freshwater ecosystems in all water bodies and to support human well-being by 2027. The WFD defines the ecological status of surface water bodies as “good” when their biological elements deviate only slightly from reference conditions (natural regime). However, surface water bodies with significant flow alterations

* Corresponding author.

E-mail addresses: gadcastellanos@ucam.edu (G. Castellanos-Osorio), alopez@ucam.edu (A. López-Ballesteros), julio.sanchez@ulpgc.es (J. Pérez-Sánchez), jsenent@ucam.edu (J. Senent-Aparicio).<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129837>

Received 17 March 2023; Received in revised form 31 May 2023; Accepted 15 June 2023

Available online 22 June 2023

0022-1694/© 2023 Elsevier B.V. All rights reserved.

are unlikely to achieve good ecological status due to the importance of flow regimes for riverine biological communities. Although the WFD does not explicitly use the term “environmental flows”, their implementation is considered a crucial measure for achieving the environmental objectives of the directive (Mezger et al., 2019). In fact, Spanish legislation has required the definition and implementation of environmental flows in the River Basin Management Plans (RBMP) since 2001 but this concept has not been implemented so far in any national hydrological classification (Belmar et al., 2011). The availability of hydrological data that reflects these reference conditions is one of the major limitations to the calculation of environmental flows (Harwood et al., 2017). This issue is particularly significant in countries such as Spain, whose rivers are among the most regulated in the world. According to the global georeferenced database of dams (GOODD), only 25% of the surface area of Peninsular Spain does not drain into one of the 823 large dams included in this database (Mulligan et al., 2020). Most of these dams were built in the mid-20th century and have made a significant contribution to the socio-economic development of the country (Mezger et al., 2021). Such a high degree of anthropisation of the natural regime of rivers highlights the need to establish a methodological framework that enables, through the use of hydrological models, a reconstruction of the series of natural daily flows for the evaluation of environmental flows, both in Spain and other countries whose rivers are highly anthropised.

The estimation of environmental flows is usually challenging due to the complex connections between river flows and river ecosystems (Snakhtin and Eriyagama, 2008). Many experts argue that the definition of environmental flows should focus not only on minimum values but also include flow variability to assess the river and floodplains influence on biodiversity and ecosystem integrity (Bunn and Arthington, 2002). Thus, the *Brisbane Declaration* (2007) envisages that the quantity, timing, and quality of freshwater flows should be considered in describing environmental flows. Furthermore, the Spanish Hydrological Planning Instruction for the elaboration of the RBMP (Orden ARM/2656/2008) requires that environmental flows be defined according to minimum and maximum flows, rates of change and channel maintenance discharges (Mezger et al., 2021). Since the 1970s more than 200 environmental flow methodologies have been identified (Tharme, 2003). Among them, hydrological methods vary from the simplest, which take only minimum flows into account (Gippel and Stewardson, 1998; Tennant, 1976) to the more complex, such as the range of variability approach (Richter et al., 1997) which considers 32 hydrological parameters (indicators of hydrologic alteration). In this study, we have used the indicators of hydrologic alteration in rivers (IAHRIS) software (Martínez Santa-María et al., 2008), especially recommended in Spanish and Mediterranean watersheds (Pérez-Sánchez et al., 2020; López-Ballesteros et al., 2020). The results will be also compared with the basic flow method (Palau and Alcázar, 2012), which consists of a minimum value of discharge in the river based on daily flow variability and has a rather negative impact on Spanish hydrological planning. The main problem when estimating environmental flows using hydrological methods is the scarcity of daily average flow data at the watershed level. The existing reference gauging stations must be in a natural regime, which reduces the availability of data (Alcázar et al., 2008). This data limitation is significant in Spain because the gauging stations, typically located in the main channels, can be affected by the different management and exploitation mechanisms of reservoirs (Belmar et al., 2011).

Hydrologic modelling is essential to the management of water resources and a key factor in simulating the hydrological cycle and forecasting watershed responses (McMillan, 2021; Wagena et al., 2020). In general, hydrological models can be categorised into two main groups (Solomatine and Ostfeld, 2008): physical and empirical. The former relies on equations that attempt to reproduce the physical laws describing the processes involved (i.e., SWAT, HEC-HMS, HBV, MIKE-SHE, WASH123D, IAHCRE, MODHMS, etc.). In contrast, empirical or

data-driven models (DM) are based on input–output time series relationships, without any attempt to depict the behaviour of individual processes (Liu et al., 2019). In the last decade, the reported use of DM has greatly increased due mainly to the development of artificial intelligence, in particular as regards machine learning techniques (Husic et al., 2022; Hussain et al., 2021). The main differences between the models lie in the fact that physically based models (PM) require high-quality data and in-depth knowledge of the hydrological parameters, while DM performance is based mainly on basic information related to forecasting streamflow regardless of the watershed characteristics (Mosavi et al., 2018). However, there is no clear consensus on the widespread use of either of the two modelling approaches (Todini, 2007). While some studies support the idea that DM is more accurate than PM (Husic et al., 2022; Abbot and Marohasy, 2014; Abraham and See, 2007) and numerous combinations of DMs have been recently developed, such as the long short-term memory neural network and ant lion optimiser model (Yuan et al., 2018), the adaptive neuro-fuzzy inference system and gradient-based optimiser (Nguyen, 2022), the convolution neural network and long-short-term memory network (Ghimire et al., 2021) and the support vector regression and simulated annealing and mayfly optimisation algorithms (Adnan et al., 2022), other research has questioned their overall performance. For example, Hussain et al. (2021) found that support vector machines hardly model flow peaks; the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) proved to be more successful than artificial neural networks in simulating lower flows (Jimeno-Sáez et al., 2018) and the uncertainties provided by PM were more robust than those of DM (Shrestha and Nestmann, 2009). In this study, we have used a PM because of its capability to simulate streamflow variations not only in the gauge stations but also within the watershed, a key factor in environmental flow assessment and ecological monitoring, as well as because of its robustness in dealing with uncertainties.

SWAT (Arnold et al., 1998) has been accepted and tested worldwide in significant studies over the last decades as a PM at the basin level (López-Ballesteros et al., 2020; Senent-Aparicio et al., 2021c). The number of articles related to the SWAT model in the last decade has reached the figure of almost 4000 papers (Janjić and Tadić, 2023). Given the importance of this model, numerous papers have assessed and compared its performance and accuracy with many others. A thorough analysis of 21 hydrological models implemented in a wide range of watersheds demonstrated that the models MIKE-SHE (Abbott et al., 1986), HEC-HMS (<https://www.hec.usace.army.mil/software/hech-hms>), MODHMS (<https://www.usgs.gov/mission-areas/water-resources/science/modflow-and-related-programs>), SWAT and WARMF (Chen et al., 1998) outperformed the rest in terms of functionality, availability and applicability (Keller et al., 2023). Likewise, a comparison of 11 watershed hydrology models carried out by Borah and Bera (Borah and Bera, 2003) demonstrated that MIKE-SHE and SWAT showed better performances. However, MIKE-SHE has large data requirements, whereas SWAT obtains good results with little direct calibration, making the latter the most appropriate for a wide variety of watersheds and hydrologic predictions. Similarly, SWAT has been proven to be a satisfactory model for assessing environmental flow (Kumar et al., 2022; Joseph et al., 2021; Zeiger and Hubbard, 2018) or hydrological ecosystem services (Ha and Bastiaansen, 2023; Behboudian et al., 2023; Aznarez et al., 2021). SWAT operates on a daily time scale and is designed to predict the impact of agricultural practises on water, sediment and agricultural yields in large, complex watersheds over a long time period (Dile et al., 2016). The SWAT model is a suitable option for simulating different scenarios of historical environmental flow regimes (Kennen et al., 2009). The present study used an updated, restructured version of this software (SWAT+) (Bieger et al., 2017) to simulate various historical scenarios. Similarly, the SWAT+ post-processing tool (Senent-Aparicio et al., 2021b) included in the visualisation section has facilitated the estimation of environmental flows from the daily data obtained from the model. The daily time scale is usually the primary

choice for specific modelling situations, such as exploring dominant hydrological processes (Khatami et al., 2019) or attempting to simulate historical river operations related to water allocation activities (Pérez et al., 2005). However, the difficulty with daily time scale models is that they can become deficient in specific contexts (e.g. drier climates) and require higher computational performance; thus, they can create uncertainty when studying some scenarios (John et al., 2021).

Considering the difficulties of modelling and calibration on a daily scale, other alternatives have been sought to obtain daily scale flows based on a monthly scale model with disaggregation techniques. Several studies support the hypothesis of present work (Kim, 2018; Verma, 2021; Wurbs, 2021a) and indicate that modelling and calibration on a monthly scale based on a daily flow pattern can provide valid results for environmental objectives related to water volumes, timing and sequences. Therefore, model calibration on a monthly scale has been found to be effective in simulating flow volumes. In contrast, observed daily flow patterns provide additional hydrological information for proper model performance (John et al., 2021). The Water Rights Analysis Package (WRAP) model, in addition to being a modelling system focused on the analysis of the development, management, control and allocation of water resources in different river systems (Wurbs, 2021b), is known for including different tools for managing hydrological data over different time series and scales related to the previously mentioned uses. In the present study, the disaggregation techniques included in the WRAP daily module (Wurbs, 2021c) were used to obtain a better distribution of the flows coming from the monthly calibration and to preserve monthly volumes by following and replicating a daily flow pattern. Some previous studies have combined SWAT and WRAP models to provide valuable information on daily scale flows (Kim, 2015; Ryu, 2015; Verma, 2017); however, these studies used an approach different to that of this work, as they addressed the goal of estimating the daily flow pattern using the daily flow series generated by SWAT to disaggregate monthly naturalised flows to daily flows using WRAP. However,

Verma (2017) discourages the use of SWAT for estimating the daily flow pattern. For this reason, a different approach using daily flows observed at nearby stations to calculate the daily flow pattern, is proposed in this study. Thus, the objective of this work is to analyse which of the following methodological approaches is more suitable for estimating environmental flows: 1) use of simulated daily streamflow from a SWAT+ model calibrated at a monthly scale; 2) use of simulated daily streamflow from a SWAT+ model calibrated at a daily scale; or 3) use of simulated daily streamflow from simulated monthly streamflow from a SWAT+ model calibrated at a monthly scale and subsequently disaggregated to a daily scale using the disaggregation techniques included in the WRAP model (using daily streamflow observed at nearby stations for the estimation of the daily flow pattern). The development of this methodology could be significant for government institutions facing contemporary environmental issues. This would allow for alternatives for studying and maintaining natural ecosystems threatened by constant environmental degradation, as long as the method is applied correctly and the right decisions are made for the ecosystems' management.

2. Description of the study area

To compare the accuracy of the proposed methodology, two different basins in Spain were selected (Fig. 2): the Piloña River Basin (PRB) and the Tagus River Basin (TRB). Peninsular Spain presents significant climatic variability due to its complex orography and unique geographical position between the subtropical zone and the European mild zone (Senent-Aparicio et al., 2018). This variability includes diverse climatic conditions, ranging from some of the driest regions in Europe, found in the southeast, to the most precipitation-rich areas, found in the north (Pérez-Sánchez et al., 2019). In this study, the selection of basins was guided by the prominent climatic zones present in Spain, using the Köppen-Geiger climate classification system (Kottek et al., 2006).

As shown in Fig. 2, the PRB is located in northern Spain, covering the

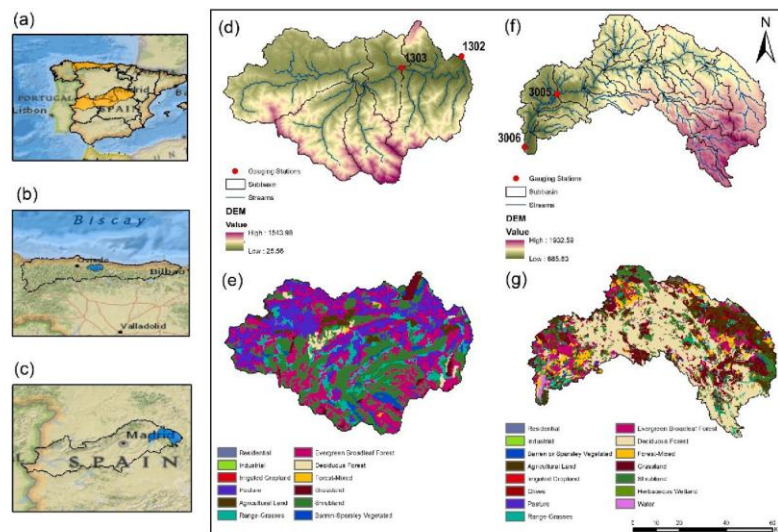


Fig. 2. (a) Location of the Eastern Cantabrian and Tagus River Basins in Peninsular Spain; (b) Location of the PRB in the Eastern Cantabrian River Basin; (c) Location of the TRB in the Tagus River Basin; DEM, stream gauges and sub-basin boundaries of the (d) PRB and (f) TRB; Land use of the (e) PRB and (g) TRB.

central-eastern part of Asturias, and the weather in this area is generally humid with warm temperatures and hot summers (Cfb). The PRB is an area of high natural value, especially at its confluence with the Sella River, proposed as a Site of Community Importance (SCI) in 1999 and designated as a Special Conservation Area (SAC) in 2014 by the European Union. The TRB is located in Guadalajara municipality, on the outskirts of Madrid, and has a climate characterised by cold and wet winters and warm and dry summers (Csa/Csb), a climate that is dominant in a large part of the Iberian Peninsula (AEMET, 2011). The TRB is part of a large extension of the Tagus headwaters, declared a UNESCO Global Geopark due to its unique and varied geology (Molina-Navarro et al., 2014). The study areas are covered by different types of soils, with leptosols and cambisols being predominant in both cases. Based on the UNESCO aridity index (Nastos et al., 2013), the PRB and TRB can be classified as humid and sub-humid climates. The PRB has different types of forests, shrubland and pasture, combined with a smaller portion designated for crops and other agricultural uses and an insignificant surface area for residential and industrial use (Fig. 2e). In the TRB, the most common land uses (Fig. 2g) are associated with forest and grassland, with a significant part dedicated to agriculture and very little dedicated to residential activity. Table 1 summarises the characteristics of both watersheds.

2.1. SWAT+ model description

SWAT (Arnold et al., 2012a) was developed to assess the impact of different land management practises on water resources, sediment and the application of chemicals of agricultural origin, such as nitrogen or phosphorus, in watersheds with different soils, land uses and management conditions over long periods of time. This tool has been implemented in many important studies worldwide (Shen et al., 2015). SWAT+ (Bieger et al., 2017) is an updated version of SWAT. It is based on the same equations but has greater flexibility in the configuration of the model processes. However, it is not as well-tested as SWAT because it is relatively new (Chawanda et al., 2020; Jiménez-Navarro et al., 2021). SWAT+ is based on the concept of hydrologic response units (HRU), through which areas in each sub-basin with unique properties of slope class, land use and soil are related. SWAT+ also works with a new feature of landscape units (LSUs): smaller-scale subdivisions of the sub-basins to separate the upland processes and floodplain (Bieger et al., 2017). Then, sub-basins are delimited according to stream thresholds during the model configuration, and LSUs are delimited according to channel thresholds. The water balance equation used in the SWAT+ model is as follows:

$$SW_t = SW_0 + \sum (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw})$$

Where SW_t and SW_0 are the final and initial water content, respectively, at a given time (t) (days). Q_{surf} is the surface runoff produced by the precipitation on a given day (R_{day}). E_a is the evapotranspiration, W_{seep} is

the percolation and Q_{gw} is associated with the amount of baseflow on a day (all the components are in mm).

2.1.1. Dataset and model set-up

The general structure of SWAT+ model input files is similar to that of SWAT. The new open-source Quantum Geographical Information System (QGIS) interface for SWAT+ (QSWAT+ 2.2.5) generated the model setup. As shown in Table 2, the digital elevation model (DEM), necessary for calculating flow accumulation, stream links and the delineation of the PRB and TRB was obtained from the Spanish National Center for Geographic Information (IGN) with a 25-meter grid cell resolution. Applying the criteria established by the Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO, 1980), the slope ranges of the SWAT+ model were divided into three well-defined groups (<8%, 8–30% and >30%). Land use data were extracted from the European Project Corine Land Cover 2000 (1:100,000). Finally, the soil map with soil profile description, standardised soil texture and geology classes was extracted from the Harmonized World Soil Database (HWSD) (FAO, 1990).

The climatic variables required for SWAT+ include daily total precipitation and maximum and minimum temperatures, which have the most influence on variations in the flow rate (Zaman et al., 2018). They were collected from the Spanish National Meteorological Agency (AEMET) grid, which provided minimum and maximum temperatures and daily precipitation from 1951 to 2019 with a 5-km spatial resolution (Senent-Aparicio et al., 2021a). Streamflow data observed at gauging stations included in the Spanish National River Flow Network (ROEA) were provided by the Hydrographical Studies Center. These stations correspond to codes 1303 and 1302 (Fig. 2d) in the PRB and to codes 3005 and 3006 in the TRB. The first code was used to calibrate the SWAT+ model in Step 1, and the second was used as a “donor station” intended as a flow pattern for applying disaggregation techniques in Step 2. In the present study, the Soil Conservation Service (SCS) curve number method was used for modelling surface runoff, and the Hargreaves method was used to determine potential evapotranspiration values (Hargreaves, 1994).

2.1.2. Model calibration and validation

Model calibration is necessary to reduce the uncertainty of the parameters integrated into the SWAT+ to the greatest extent possible (Arnold et al., 2012b). The present study used a SWAT parameter estimator (SPE) algorithm to calibrate the SWAT+ model. The SPE is the updated version of the Sequential Uncertainty Fitting version 2 (SUFI-2) algorithm in the new version of SWAT+ Calibration and Uncertainty Program (SWATplus-CUP). This algorithm has been widely used for the automatic calibration and a sensitivity analysis of the SWAT model parameters (Abbaspour, 2012), and it has been compared in numerous

Table 1
Characteristic of study basins. Obtained for the period 1972–2014 for PRB and 1971–1986 for TRB.

Characteristic	PRB	TRB
Area (km ²)	511	3781
Mean elevation (m)	688	1217
Mean annual precipitation (P) (mm)	1446	662
Mean annual potential evapotranspiration (PET) (mm)	829	1060
Köppen climate	Cfb	Csa/Csb
Aridity index (P/PET)	1.74	0.62
Dominant land uses (%)	Forest (34%) Shrublands (28%)	Forest (37%) Range- Grasses (17%)
Dominant soils (%)	Leptosols (72%) Cambisols (15%)	Cambisols (46%) Leptosols (20%)

Table 2
SWAT+ model inputs.

Data	Description	Source
DEM	25 m × 25 m resolution map	Spanish National Geographic Institute (IGN)
Gauging stations	N° 1303: Pilón River in Villamayor N° 3005: Tagus River in Trillo	Spanish National River Flow Network (ROEA)
Flow pattern for disaggregation	N° 1302: Pilón River in Ozanes N° 3006: Tagus River in Entrepeñas	
Land use map	Vector database	2000 Corine Land Cover program (CLC2000)
Soil map	1 km × 1 km resolution map	Harmonized World Soil Map (HWSD)
Climate data	Daily precipitation, maximum and minimum air temperature	Spanish National Meteorological Agency (AEMET)

studies with other uncertainty analysis methods, such as the generalised likelihood uncertainty estimation (GLUE) and the parameter solution (ParaSol) (Wu and Chen, 2014; Zhang et al., 2019). These works demonstrate the advantages of employing the SUFI-2 (SPE in the new version) method, taking into account both modelling performance accuracy and computational efficiency. SWATplus-CUP automatic calibration was performed between 1972 and 2014 (43 years) for the PRB and 1971–1986 (16 years) for the TRB using available monthly and daily observed streamflow data. The calibration periods were from 1972 to 1993 and from 1971 to 1978 for the PRB and TRB, respectively. The rest of the periods were used for the model validation. Following recommendations in the available literature, such as the importance of the regionalisation process through a graphical comparison of simulated and observed flows (Abbaspour et al., 2015, 2018) and those of previous studies in nearby areas (Jimeno-Sáez et al., 2018; Senent-Aparicio et al., 2021d), ten commonly used parameters and their ranges were selected for the first monthly calibration (SCS runoff curve number, *cn2*; lateral flow travel time, *lat_time*; maximum canopy storage, *canmx*; baseflow recession constant, *alpha*; minimum aquifer storage to allow return flow, *flo_min*; plant uptake compensation factor, *epco*; available water capacity of the soil layer, *awc*; percolation coefficient, *revap_co*; soil evaporation compensation factor, *esco*; and threshold depth of water in the shallow aquifer for percolation to the deep aquifer, *revap_min*), which incorporated aspects of runoff, subsurface flow, and soil data. Likewise, another five parameters were selected for a second daily calibration (average slope steepness, *slope*; surface runoff lag coefficient, *surlag*; Manning's "n" value for overland flow, *ov_n*; average slope length, *slope_len*; and Manning's "n" value for the main channel, *chn*) considering indicators directly related to the basin morphology (Yacoub and Foguet, 2013). Two iterations of 500 simulations each were run to adjust the parameter ranges. In the same way, the 10 best simulations were analysed to observe parameter dispersion with respect to the objective function and to clarify the equifinality phenomenon during the calibration process (Brochet et al., 2023). In the present study, the Kling-Gupta efficiency (KGE) (Gupta et al., 2009), the percent bias (PBIAS), the Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) (Nash and Sutcliffe, 1970), the root mean square Error (RMSE) and the standard deviation ratio (RSR) were used as indicators for evaluating the model's performance in terms of amount and timing, according to the statistical criteria proposed by Moriasi et al. (2015). The KGE was adopted for the objective function in the calibration. Krause et al. (2005) did not recommend the NSE for low flow conditions because it overestimates the largest values, meaning the peaks, and disregards the lower flows because it uses the square of the difference between observed and simulated flows. To more efficiently evaluate the behaviour of low flows and overcome the uncertainty of the NSE in evaluating the extreme values, the Nash-Sutcliffe logarithm (LnNSE) was also employed as an indicator for the SWAT+ model. Previous studies have successfully employed the transformation of this parameter (Senent-Aparicio et al., 2021b; Parra et al., 2019; Chen et al., 2018; Osuch et al., 2018).

2.2. Disaggregation techniques

The availability of hydrological information on a daily time scale is significant for different water resource management objectives (John et al., 2021). A monthly time scale can indicate the satisfactory performance of the model, facilitating its application in the development of objectives. However, a daily time step can improve the precision and performance of the model and the forecasted flows, expanding the possible applications of the data obtained from the model. Therefore, applying disaggregation techniques from monthly SWAT+ model streamflow data to a daily scale is integral to obtaining alternatives in studying environmental flows. WRAP modelling system has been applied in multiple studies (Kim, 2018; Wurbs, 2021a) to simulate various types of water management and was used in the present study to disaggregate naturalised monthly flows into daily ones. The WRAP

modelling system has been incorporated into the Water Availability Modelling (WAM) system (Wurbs, 2021b) and is maintained by the Texas Commission on Environmental Quality (TCEQ), which simulates the management of a river basin's water resources (Kim, 2018) and is composed of a set of programmes with specific water management applications. WRAP software is freely available on the Texas A&M University (TAMU) WRAP website (<https://wrap.engr.tamu.edu/>). The present study applied the WRAP daily module (SIMD program) to obtain daily streamflow data from naturalised monthly flows.

The daily simulation model SIMD (Wurbs, 2021c) integrates all the modelling capabilities of the monthly time step model (SIM program) and significant extra features made possible by disaggregation from a monthly to a daily time scale. The monthly values of input variables are disaggregated within the SIMD programme into daily amounts following four techniques included in the WRAP model system: (1) uniform distribution, (2) linear interpolation, (3) variability adjustment and (4) the replication of daily flow patterns. Finally, WRAP post-simulation allows one to create, read and organise collection data in digital speech standard (DSS) files. The DSS interface HEC-DSSVue (Hydrologic Engineering Center U.S. Army Corps of Engineers, 2009) manages these files with time-series data, including inputs and results, and is an integral component of WRAP. It is available on the United States army corps of engineers (USACE) HEC website (<https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-dssvue/>).

The uniform distribution option (1) is the simplest disaggregation method. Daily flow data were obtained through it by dividing the monthly flow volumes by the number of days in each month (28, 30 or 31 days, or 29 days in leap years). In contrast, the linear interpolation option (2) defines daily flows at the beginning, middle and end of each month based on the last, current and next month. The connection of these points forms linear splines, which represent the instantaneous flow rates at various points in time. The areas under the splines represent the flow volumes in a given time period. When monthly volumes are disaggregated into daily flows using the linear interpolation method, the resulting daily flow sequences are smoother and more closely related than the actual observed daily flow rates. The third disaggregation technique directly relates to the previously described option with an important nuance: the need for input data. The adjustment variability option (3) methodology uses daily flow variation patterns to adjust the daily flows obtained using the linear interpolation method. In this option, the aggregated monthly sums of the daily flows were used to calculate the interpolated flow for each day using linear interpolation. The sequence of daily variability ratios reflects the pattern of variability in daily flows as a ratio of the actual daily flow volume to the daily flow volume, which was calculated using a linear interpolation routine. The fourth and last option, replicating a daily flow pattern (4), is the most recommended default method for disaggregating monthly naturalised flows to a daily time scale in the SIMD programme. The monthly naturalised flow volume was disaggregated into daily flows using a daily flow series previously included as input data. Each monthly flow volume was proportioned to daily volumes according to the ratio of the daily flow pattern divided by its monthly total.

2.3. Characterisation of the natural flow regime and basic flow

Ecosystems provide significant benefits to human welfare, but their preservation presents a major challenge due to the many current changes occurring worldwide (Volk, 2015; Seifert-Dahnn et al., 2015). Global river flow has been impacted by the growth and development of water resources (Thame, 2003). Every river has its own natural flow regime responsible for physical habitat, biological diversity and ecological processes. In this study, we have employed the indicators of hydrologic alteration in rivers (IAHRIS) to assess the hydrological parameters that determine the good status of the rivers. This method has been developed by the Centre for Public Works Studies and Experimentation (CEDEX) of Spain, and as stated previously, it is particularly

G. Castellanos Osorio et al.

Journal of Hydrology 623 (2023) 129837

recommended for Spain because it is based on Spanish Hydrological Planning Instruction criteria. Table 3 shows the 19 parameters integrating this method, which relies on the usual and extreme values (floods and droughts) of annual, monthly, and daily streamflow. The characterisation of a natural regime is carried out based on five main items: magnitude, frequency, variability, duration, seasonality and change rates, that is, availability, diversity, resilience, synchrony and

Table 3
Parameters of IAHRIS.

Group	Aspect	Description	Parameter
Usual values	Annual and monthly volumes	Magnitude	Mean of annual volumes
		Variability	Difference between maximum and minimum volume in the year
		Seasonality	Months of maximum and minimum volume in the year
	Daily flows	Variability	Differences between average flows of 10% and 90% percentiles
Extreme values	Maximum daily flow (floods)	Magnitude and frequency	Average of yearly maximum daily flow
			Effective discharge
			Connectivity flow
		Variability	Usual flow in flooding (5% exceedance percentile)
			Coefficient of variation of yearly maximum daily flow
			Coefficient of variation of usual flow in flooding
	Minimum daily flow (droughts)	Duration	Consecutive days in a year with exceedance percentile below 5%
			Average number of days per month with exceedance percentile above 5%
		Seasonality	Average of yearly minimum
			Usual flow in droughts (95% exceedance percentile)
		Variability	Coefficient of variation of yearly minimum daily flow
			Coefficient of variation of usual flow in droughts
			Consecutive days in a year with exceedance percentile below 95%
	Seasonality	Duration	Average number of days per month with null flow
			Average number of days per month with exceedance percentile below 95%

response capacity, respectively. The usual values determine the general availability of water in the ecosystem, while the extreme values (maximum-floods, minimum-droughts) represent the most critical environmental conditions (Martínez Santa-María et al., 2008).

In addition to the IAHRIS method, we have used a SWAT+ post-processing tool to estimate the so-called basic flow in the Piloña and Tagus Rivers. A more detailed description of the tool's performance can be found in Senent-Aparicio et al. (2021b). The basic flow method, proposed and developed in Spain by Palau and Alcázar (2012), has achieved a certain degree of recognition in Spain for hydrological planning and determines the absolute minimum discharge that should flow in a channel. This technique has been tested in various studies (Senent-Aparicio et al., 2021b; Herrera and Burneo, 2017; Peñas et al., 2014; Efstratiadis et al., 2014) and includes a set of indicators to consider variability and irregularities in a daily mean flow series. Only one, called basic flow (Qb), was integrated into the post-processing tool, representing this flow as a minimum that should be maintained in the river. It is based principally on the moving averages applied at intervals of consecutive daily average flow data in the order of 1 to 100 values. It is associated with discontinuities throughout the series. The justification for this limit is that 100 days would include the lowest flow period of the year in the study area (water levels in the summer months) by covering just over three months of daily flow values. Through this process, the minimums of the moving average model applied to each interval were identified in an increasing way. Next, the value of Qb for each year was defined based on the ending of the longest flow in the study period, which was identified by the highest relative increment between two consecutive increasing intervals between minimum average flows. Finally, the final Qb value was calculated as the average of the individual Qb values for each of the years of the study period, following the recommendations to have a study period of at least 10-years (in this case, 30 and 16 years for the PRB and TRB, respectively).

3. Methodology

The methodology used in this study is shown in Fig. 1. It is based on three main steps:

- (1) A hydrological model of the studied basins using the SWAT+ model and its calibration was divided into three scenarios with different approaches. The first scenario was calibration on a monthly scale, with the objective of better adjusting the water volumes and the base flows according to daily simulations. The second scenario used the same calibration as the previous one, but simulations were performed monthly. The third scenario involved daily calibration, with the objective of improving the temporality and accuracy of the model flows.
- (2) As a result of the monthly simulation in the second scenario, four different disaggregation techniques were applied using the WRAP modelling system to obtain daily flows, following a daily flow pattern from a nearby donor gauging station.
- (3) The environmental flows of each daily flow series obtained in the previous steps were determined based on the estimation of the basic flow (Qb) (Palau and Alcázar, 2012) using the SWAT+ post-processing tool, and a group of indicators associated with the magnitude, frequency, variability, seasonality and duration of the flows included in the IAHRIS software. Based on these parameters, we compared the accuracy of these flows in each of the previously explained calibration scenarios.

4. Results and discussion

4.1. SWAT+ model performance in monthly calibration and daily simulation (Scenario 1)

As previously mentioned, the SWAT+ model was calibrated using

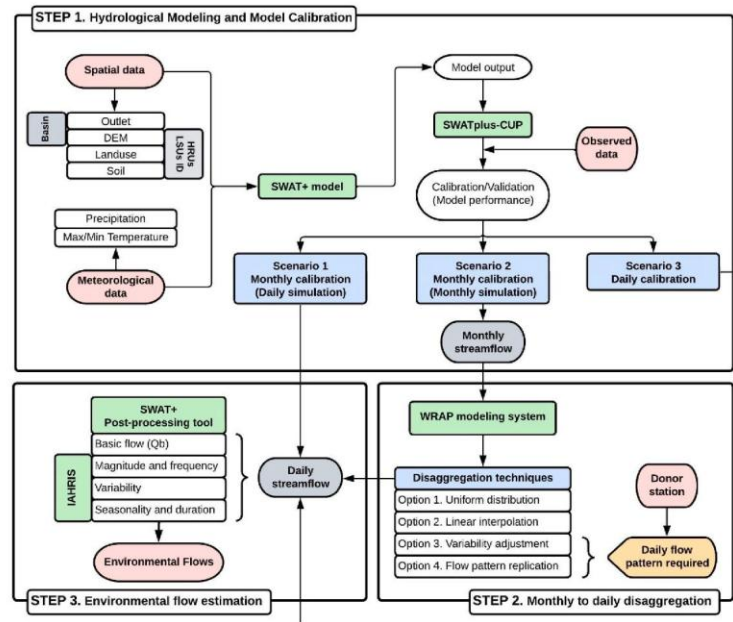


Fig. 1. Methodology flowchart.

available observed streamflow data from 1972 to 1993 (22 years) and validated from 1994 to 2014 (21 years) for the PRB, and it was calibrated from 1971 to 1978 (8 years) and validated from 1979 to 1986 (8 years) for the TRB. This first calibration scenario focused on adjusting monthly volumes to provide more controlled peak flows and better low-flow performance. The parameters selected in this scenario also focused on their potential effect on the volumes and base flow, with the objective of subsequently influencing the estimation of environmental flows. Table 4 represents the description of these parameters and their evaluation using the p -value, which determined the importance of the sensitivity of each parameter in the model calibration. In the same way, the fitted values of these parameters reflect the contrasting climatic characteristics of the two basins. In the TRB, parameters associated with groundwater (such as flo_{min} and $revap_{co}$) were more significant, as expected in continental Mediterranean basins where aquifers are more relevant. Senent-Aparicio et al. (2021d) employed similar values to those obtained in our calibration for those parameters (GW_{REVAP} and $GWQMN$, respectively, in the previous version of SWAT). In the PRB case, one of the most sensitive parameters, according to p -value, was lat_{time} , and its calibrated value was low, indicating that the water pathways travelling through the soil profile were short; the opposite is true in the TRB. In relation to the three parameters mentioned above, Fig. 3 shows the dispersion of their values to the best 10 simulations with respect to the objective function (KGE) and the different behaviour in each of the basins. The close alignment of the Y-axis bounds with the parameter range indicates a minimal dispersion in values, indicating heightened parameter sensitivity and a diminished presence of equifinality. In both the PRB and TRB, the curve number ($cn2$) was sensitive, decreasing its value by 6.72% and 11.25% respectively, from the default

value, indicating an increase in stream infiltration and a reduction in runoff. Another significant difference between the two basins are the calibration values obtained for the soil evaporation compensation factor. The highly calibrated value for $esco$ in the PRB was expected, as this area has an Atlantic climate in which evapotranspiration is not of significant relevance (Jimeno-Sáez et al., 2018). However, in the TRB, $esco$ was the most sensitive parameter because, in semi-humid climates, evapotranspiration is more relevant (Senent-Aparicio et al., 2017). Molina-Navarro et al. (2014) employed $esco$ values in other studies in the upper Tagus similar to those obtained in our monthly calibration. As the $esco$ value decreases with respect to its default value, the model's ability to extract evaporative demand from deeper soil layers increases (Neitsch et al., 2009). The α factor is crucial for adjusting low flow rates, and our calibration values were 0.72 in the PRB and 0.89 in the TRB. Arnold et al. (2012b) stated that α values vary between 0.1 and 0.3 for land with a slow response and between 0.9 and 0.1 for land with a rapid response. The sol_{awc} increased in all soils in both basins, reducing water movement within the soil profiles (Qiu et al., 2012). The values obtained in the PRB for the remaining parameters were similar to those used in other study areas in northern Spain (Jimeno-Sáez et al., 2022).

Figs. 4 and 5 show the daily values in the monthly calibration and validation periods obtained in simulations before and after automatic calibration. Daily model performance in this scenario was sufficient in both watersheds, with KGE values close to 0.5 for PRB and values greater than 0.6 for TRB, according to the criteria established by Kouchi et al. (2017). The LnNSE indicator was the most important indicator for determining the low-flow model's efficiency. This value notably improved with respect to the initial values, reaching values of 0.35 and 0.40 in the calibration and validation periods, respectively, for the PRB

G. Castellanos Osorio et al.

Journal of Hydrology 623 (2023) 129837

Table 4
Calibrated SWAT+ model monthly parameters. (r_c) is a relative change, which means that the parameter is modified by a specific percentage, and (v_c) means that the parameter is replaced by a specific value determined in the calibration.

Parameter	Description	PRB		TRB	
		p-Value	Fitted value	p-Value	Fitted value
r_{cn2} .hru	SCS runoff curve number (dimensionless)	0.0000	-6.72%	0.0237	-11.25%
v_{lat_time} .hru	Lateral flow travel time (days)	0.0000	16.0875	0.3147	147.465
v_{canmx} .hru	Maximum canopy storage (mmH ₂ O)	0.0061	74.5625	0.1156	0.6349
v_{alpha} .aqu	Baseflow recession constant (days ⁻¹)	0.2686	0.7206	0.7067	0.8937
v_{flo_min} .aqu	Minimum aquifer storage to allow return flow (mm)	0.2743	865.625	0.0006	203.184
v_{epco} .hru	Plant uptake compensation factor (dimensionless)	0.3012	0.7618	0.3279	0.0285
r_{awc} .sol	Available water capacity of the soil layer (mm H ₂ O/mm Soil)	0.5438	8.28%	0.9714	3.37%
v_{revap_co} .aqu	Percolation coefficient (dimensionless)	0.5628	0.7768	0.4881	0.1651
v_{esco} .hru	Soil evaporation compensation factor (dimensionless)	0.6825	0.7493	0.0000	0.6596
v_{revap_min} .aqu	Threshold depth of water in the shallow aquifer for percolation to the deep aquifer (mm H ₂ O)	0.7298	513.125	0.2663	128.199

and 0.41 and a lower value of 0.21 in calibration and validation, respectively, for TRB. The NSE indicator highlights the accuracy with respect to the extreme values of the models, which is also of great importance for the environmental objectives of the study. In this case, the TRB showed a better performance with respect to this indicator. According to Moriasi et al. (2007) guidelines, the remaining statistical values were within the range of acceptable performance and showed a significant improvement during the model validation period. The attached figures indicate that, for monthly calibration, the water volumes improved slightly with respect to the first scenario, although the base flow was still underestimated.

4.2. SWAT+ model performance in monthly calibration and monthly simulation (Scenario 2)

The second scenario could be considered complementary to the calibration performed in the previous scenario, maintaining the same SWAT+ calibration parameters and simply changing the simulation time scale for further disaggregation from the WRAP programme. Table 5 compares the daily flows obtained from each disaggregation technique with the observed flows. The KGE objective function, LnNSE, NSE, RMSE and RSR were the main indicators for evaluating the model's behaviour. Option 4 (Flow pattern replication) was selected as best fitting the observed flows due to the distribution based on the pattern of daily flow from the donor station (gauging stations 1302 for PRB and 3006 for TRB). It was also considered the most appropriate option because it was the default method in the WRAP program's daily module (Wurbs, 2021c), being the most optimal way to replicate the hydrological behaviour of nearby stations.

This change in the simulation time scale was indicated by a simple graphical analysis of the improvement in model performance (Figs. 6 and 7), with adjusted flow volumes over the entire simulation period. Likewise, this first visual graphical inspection was performed to compare simulated and observed streamflows because using only metric values to evaluate model performance can be misleading, generating statistically satisfactory scenarios but not entirely realistic ones (Dagupati et al., 2015). According to the performance criteria followed in the previous scenario, the model's statistical indicators were good in both cases, consistently achieving objective function values of 0.83 and 0.92 for the PRB and values close to 0.8 for the TRB. The LnNSE significantly improved in this calibration scenario for the PRB, reaching average values of 0.85 and 0.89, representing a good correlation between the simulated and observed low flow values throughout the study period. However, in the case of the TRB, only satisfactory values of about 0.5 were obtained. In the same way, NSE values improved significantly in both basins, reaching mean values above 0.84. Furthermore, the lowest values of RMSE were achieved in Scenario 2, as well as RSR results were also below 0.50 for both models (PRB, TRB) and both stages (calibration and validation) which indicated a very good model according Moriasi et al. (2007). The calibration of the model on a monthly scale is more accurate for achieving this study's objectives, as it allows for a better adjustment of water volumes than a daily calibration. Therefore, because the model performs better, it is sufficient for obtaining daily-scale flows by applying different disaggregation techniques based on a daily flow pattern from a donor gauging station.

4.3. SWAT+ model performance in daily calibration (Scenario 3)

In this third and last scenario, the parameters for daily calibration were selected with the main objective of improving the timing of the model on a daily scale to catch low flows. As in the previous calibration scenario, the sensitivity of the parameters (p -value) as well as the value obtained in the automatic calibration are shown in Table 6. Similar parameters and calibration ranges were chosen based on studies conducted in nearby basins with comparable morphological characteristics (Senent-Aparicio et al., 2019). *Slope* and *slope.len* (SLSUBBSN in the previous version of SWAT) are parameters directly related to topographic characteristics, and the first one showed a significant sensitivity for both basins. It was observed that despite having a low p -value in both basins, the dispersion of the parameter was much lower in the case of the PRB (Fig. 8), being more important in mountainous areas. According to Yacoub and Foguet (2013), the value of their ranges usually varies according to soil type and land use. The high value obtained for *ovn* is associated with abundant vegetation, such as in the PRB in northern Spain (Raposo et al., 2013); the opposite is true in the TRB, where vegetation is affected by climatic variations that are more characteristic of Mediterranean areas, with aridity having a major effect, thus, a much lower *ovn* value is obtained. In the PRB, the calibrated *chn* value for the main channel was similar to that used by Jimeno-Sáez et al. (2018). The *surlag* parameter associated with controlling the total amount of available water that can enter the main channel daily allows for increased the accuracy of runoff predictions for large river basins by adding a temporal storage factor to the basins. The sensitive values were similar in both basins, although with a lesser dispersion in the case of the PRB, as shown in Fig. 8. Different calibration values were obtained, which were expected due to the significant difference in surface between the two study areas (White et al., 2009). Previous studies have shown that the *surlag* parameter may or may not be sensitive depending on the size of the studied watershed (van Griensven et al., 2006; Feyereisen et al., 2007). As *surlag* increases with respect to the default value (as is the case in both basins), the temporary storage available decreases (Neitsch et al., 2002).

Figs. 9 and 10 show the daily values obtained in the simulations before and after daily automatic calibration for the PRB and TRB. According to Kouchi et al. (2017), the daily model performance was

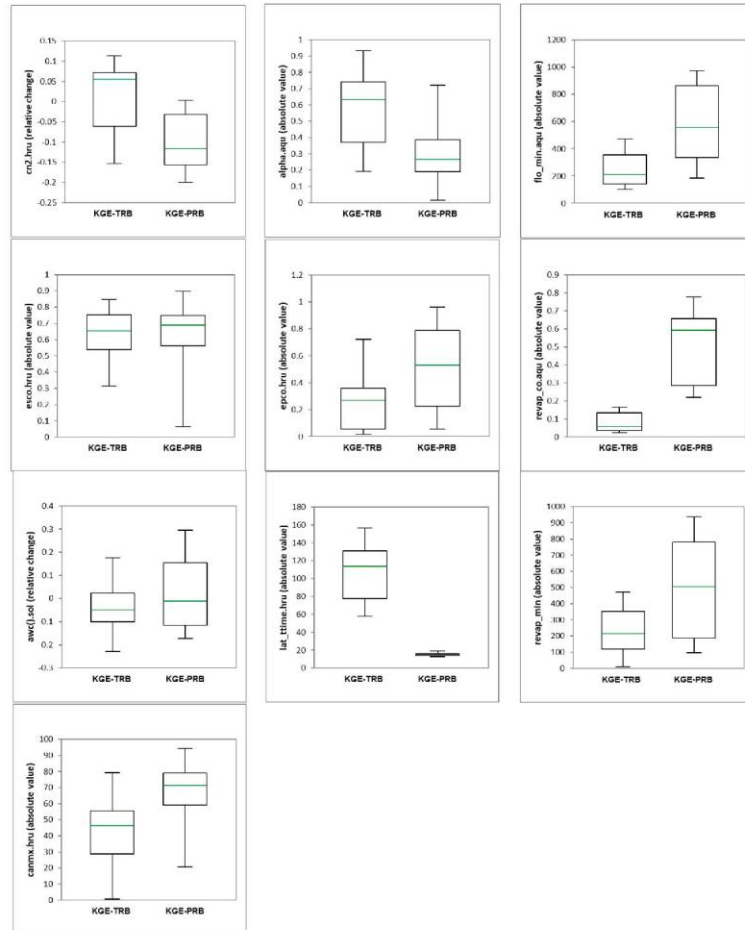


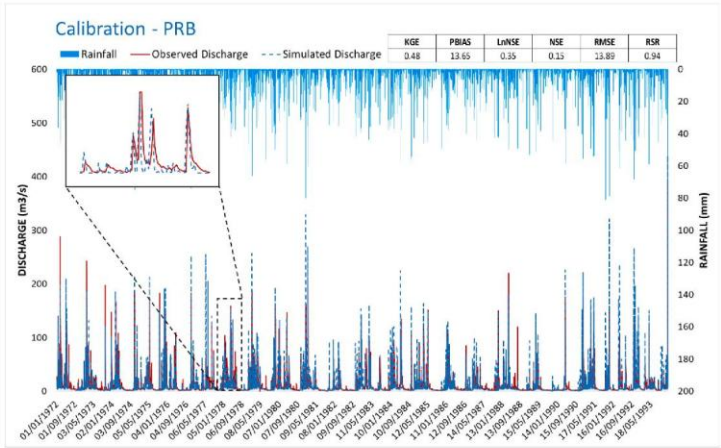
Fig. 3. Box plot analysis of the monthly parameter values of the 10 best simulations according to the objective function KGE in the PRB and TRB.

satisfactory in both cases from an objective function approach, consistently obtaining KGE values above 0.5. For this study, the LnNSE indicator in this last scenario represents a slight improvement over the model base flows, although average values below 0.5 were still obtained in both periods, indicating an underestimation of environmental flows, as observed in the subsequent results. Verma (2017) discourages the use of SWAT for estimating the daily flow pattern, and the results obtained in this calibration scenario support this. The NSE indicators with respect to peak flows did not improve significantly either, being considered unsatisfactory for both study basins according to the criteria of the literature consulted.

4.4. Characterisation of the natural flow regime and basic flow

From the daily scale flows obtained in the three proposed study scenarios of (1) monthly calibration and daily simulation, (2) monthly calibration and monthly simulation and disaggregation from a flow pattern and (3) daily calibration and daily simulation, the characterization of the natural flow regime in the Píloria and Tagus rivers was assessed following the IAHRS methodology for the periods 1980–2009 and 1971–1986, as shown in Tables 7 and 8, respectively. In general, the comparison between statistics of gauge station and the three models makes clear that Scenario 2 outperformed the other two in the PRB both for usual and extreme values. However, in the case of the TRB, the similarities with recorded values depended mostly on the parameter

a)



b)

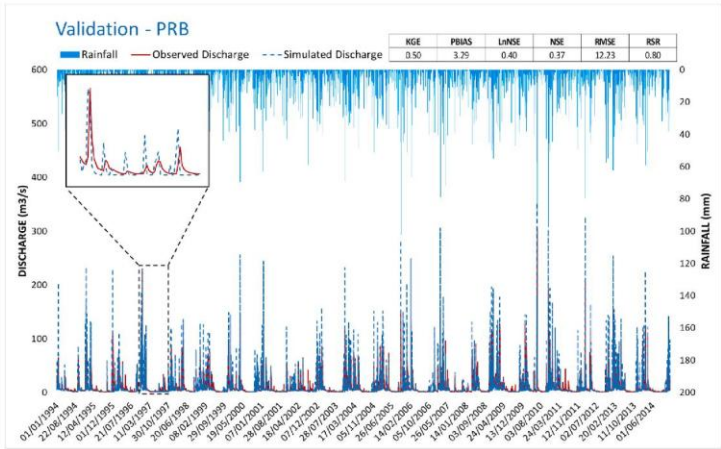


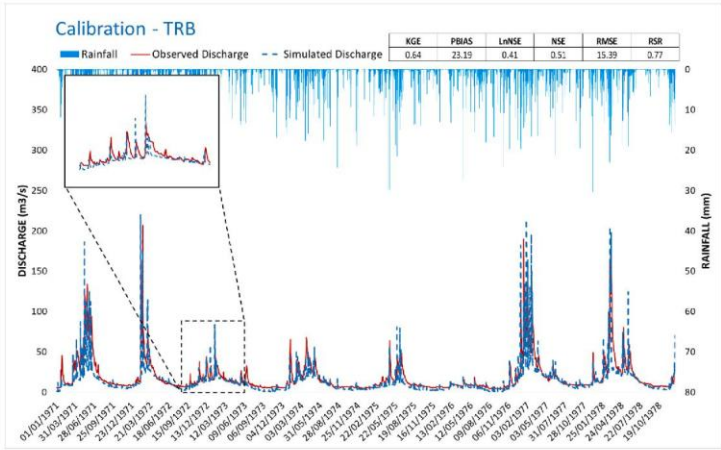
Fig. 4. Daily model performance for a) calibration and b) validation periods for monthly calibration in the PRB.

considered, whereas in droughts, where Scenario 2 outperformed the other models.

The usual values were carried out on three temporal scales: year, month, and day. Although yearly and monthly volumes are not related to any geomorphological or ecological role, they are essential to obtaining accurate knowledge of ecosystem water availability (Richter

et al., 1997). With regard to the PRB, the value of the average of annual volumes (P1) in recorded data is around 298 Hm^3 and the models predicted values within a range of 210–341 Hm^3 , with a minimum error of –5.68% for Scenario 2. The variability of usual values (P2) is the main driver of ecological and geomorphological dynamics (Brizga et al., 2001). As before, Scenario 2 in the PRB obtained a reading 1.5% away

a)



b)

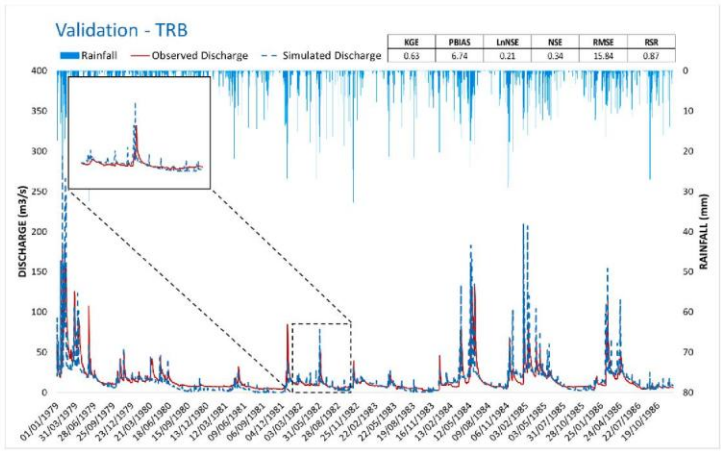


Fig. 5. Daily model performance for a) calibration and b) validation periods for monthly calibration in the TRB.

from that of the gauging station. This value increased or decreased from around -17% to $+22\%$ with daily and monthly calibration, respectively. The variability in flow regime has a direct impact on hyporheic habitat heterogeneity and quality, as well as the riverbed composition, stability, clogging and hydraulic characteristics (Sedimentation Committee, 1992). Concerning seasonality, all the models showed a one-

month lag in both directions (wet and dry). Although seasonality is ecologically more meaningful in extreme values than in usual values (Martínez Santa-María et al., 2008), the seasonality of usual values is critical for the temporary biodiversity of habitats, as well as a stimulus for germination and dispersion (Brizga et al., 2001). Daily variability for usual values (P4) showed identical behaviour to previous parameters.

Table 5

Statistical comparison of monthly-to-daily disaggregated flows and observe data.

Disaggregation method	PRB				TRB				
	KGE	LnNSE	NSE	RMSE	RSR	KGE	LnNSE	NSE	RMSE
Uniform distribution	0.66	0.24	−0.58	15.48	1.26	0.57	0.16	0.50	14.98
Linear interpolation	0.65	0.33	−0.40	15.60	1.18	0.58	0.21	0.51	13.87
Adjustment variability	0.82	0.73	0.80	9.98	0.45	0.71	0.48	0.65	9.44
Flow pattern replication	0.88	0.86	0.86	8.61	0.38	0.77	0.52	0.66	8.36

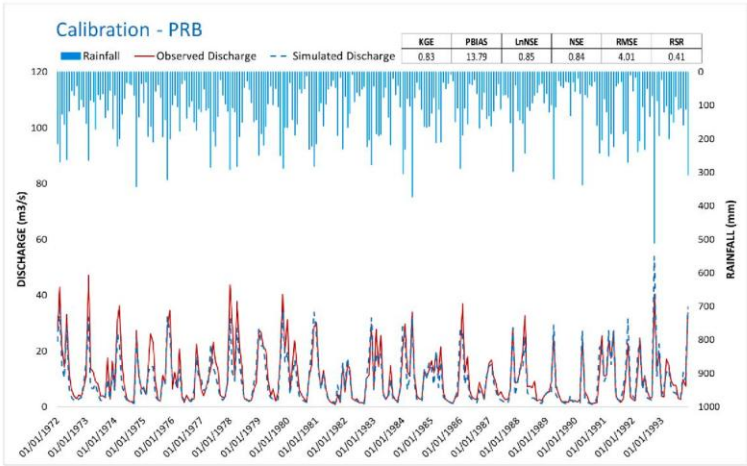
Besides the above statements concerning variability, a decline in the difference between percentiles 10% and 90% could enable the intrusion and expansion of exotic species (Poff et al., 1997). The analysis of maximum extreme values in IAHRIS is based mainly on the annual daily average flow (P5) and the flow percentile Q5% (P8) or the so-called usual flood. Although the performance of Scenario 2 is quite good for most of the parameters, maximum extreme values did not highlight any model among the rest, as usual values did. Notwithstanding the foregoing, the best prediction for parameters P5 and P8 was also reached with Scenario 2. The scale and frequency of floods, which are defined in IAHRIS by the parameters P5, P6, P7 and P8, play an essential role in river ecosystem dynamics because of the geomorphological dynamic (Bunn and Arthington, 2002; Poff et al., 1997), vertical and transverse continuity (Bunn and Arthington, 2002; Naiman et al., 2002) and species movements and the balanced control of populations (Naiman et al., 2002; Strange et al., 1999). While P6 influences mainly riverbed geomorphology, P7 is representative of streamflow, ensuring linkages between riverbeds and floodplains. Both parameters showed the best performance with Scenario 3 model in the PRB. P8 corresponds to the 5% exceedance percentile flow and assesses the cleaning up of fine aggregates from the substratum (Schmidt and Potyondy, 2004). All the considered models provided results similar to those of the gauging station. The variability of floods was considered with P9 and P10. All the models underestimated the maximum annual daily variability (P9) with differences higher than 15%. In contrast, they all slightly overestimated the usual floods variability (P10), responsible for the sedimentation and erosion processes and the circulation of nutrients (Thoms and Sheldon, 2002). The number of consecutive days of floods (P11) is linked to the consequences of magnitude and frequency (P5–P8), as well as changes in geomorphology, vegetation and fauna. For example, the mortality rate of the most sensitive species will increase if the flood period is longer or if the no-flood period is prolonged (Gregory, 1985). Once again, P11 for Scenario 3 came closer to the recorded statistics. The seasonality of maximum flows (P12) might distort the functioning of the river ecosystem, losing its life cycle synchrony (Martínez Santa-María et al., 2008). No significant differences in gauging stations were detected with any model. Furthermore, the extreme minimum values (droughts) highlighted Scenario 2, as its results were very similar to those of the gauging station. The magnitude and frequency of droughts (P13 and P14) have many important environmental implications for river corridor continuity (Richter et al., 1997; Strange et al., 1999), aquatic and riparian biota (Bunn and Arthington, 2002; Gonçalves Moreira de Jesus, 2002; Strange et al., 1999) and water quality (Brizga et al., 2001). All the models underestimated the usual drought (P14), though the error of Scenario 2 was slightly above 10% while Scenario 3 reached higher than 70%, which would threaten the riparian bands in drought season (Richter et al., 1997). Variability losses in droughts, as with floods, constrain the adaptation of species life cycles (Jalon, 1998). IAHRIS considers the parameters P15 and P16 to assess the variability in droughts, and while the variation in annual minimum daily flows (P15) in Scenario 2 is very similar to recorded values (0.27/0.30), the variation of usual droughts was underestimated with Scenario 1 and overestimated with Scenario 3. Concerning maximum drought duration in the PRB (P17), all the models reduced the number of consecutive days of flow below the percentile of 95%, which improved the natural regime series regarding the nitrogen cycle (Pinay et al., 2002). Alteration of

drought seasonality could produce strong distortions in river ecosystems, such as physiological stress (Poff et al., 1997), biodiversity loss (Bunn and Arthington, 2002) or the rates of growth and reproduction of individual species (Poff et al., 1997). The parameters showing the seasonality in IAHRIS (P18 and P19) of all models followed the same patterns as the gauging station statistics.

Table 8 shows the IAHRIS parameters for the Tagus watershed according to the three models. As discussed previously, the results did not highlight any particular model in terms of usual and flood values. In contrast, Scenario 3 proved to be the model that fitted the best for droughts. In general, Scenario 1 overestimated flows both for usual and flood values, significantly increasing volumes in magnitude and variability. Although for usual values Scenario 3 reached similar figures to the recorded ones, they were below most cases, which implied lower moisture and water availability, endangering the status of the plants and animals, respectively (Bejarano et al., 2018). Scenario 1 ensures adequate variability in streamflow, while daily calibration was around −30% and Scenario 2 doubled the estimated volume. The highest values obtained in TRB with Scenario 1 might be due to the remoteness of the donor station, concerning the studied watershed and the downstream influence of the parameters of the rest of the watershed (Heuvelmans et al., 2004). Likewise, the magnitude of the flood was automatically overestimated for all the models by 50–100%. The climatic zone seemed to have a great influence on flow peaks and closely linked to responses and resilience of the organisms in the riverine (McCluney et al., 2014). Climatic conditions and variations in the TRB throughout the year may well be behind the differences in flow and the usual magnitude and frequency estimated by the models. Indeed, the coefficients of variations in the yearly maximum daily flood (P9) and usual flood (P10) were 22% and 103% higher than in the PRB, respectively, which clearly affected the maximum flow estimations of the models in the TRB. This also caused an underestimation of the number of flooding days (P11), which dropped by half of what was recorded at the gauging station. However, extreme droughts were, as with the PRB, extreme droughts were adequately estimated by Scenario 2 in most parameters. Though the average yearly minimum daily flow (P13) was underestimated for all the models, usual drought flow (P14) in the disaggregation model was similar. Many (Sugiyama et al., 2003; Growns, 2000) have preferred to characterise minimum flow with percentiles of exceedance than with averages or medians, as established in numerous RBMPs in Spain (Mezger et al., 2019). Variability in droughts (P15, P16) is considered to be higher than in observed values, which would benefit the development of the benthos (Barmuta, 2001). Regarding the duration of droughts (P17–P19), Scenario 2 also outperformed compared to the other scenarios, as in the PRB.

Concerning the basic flow (Qb), Table 9 shows the results obtained for both basins after applying the SWAT+ post-processing tool. This method attempts to simplify the environmental flow to a unique value of discharge to meet the needs for river regulation. As expected, given the statistical results obtained in the previous sections, Scenario 3 showed a significant underestimation of the environmental flow with respect to the observed data from the gauging stations in both basins. In fact, the differences between the observed and predicted Qb were −43.19% and −48.96% in the PRB and TRB, respectively, making it unsuitable as an appropriate index in environmental flow assessment. This underestimation was due to the difficulty of calibration and the adjustment of low

a)



b)

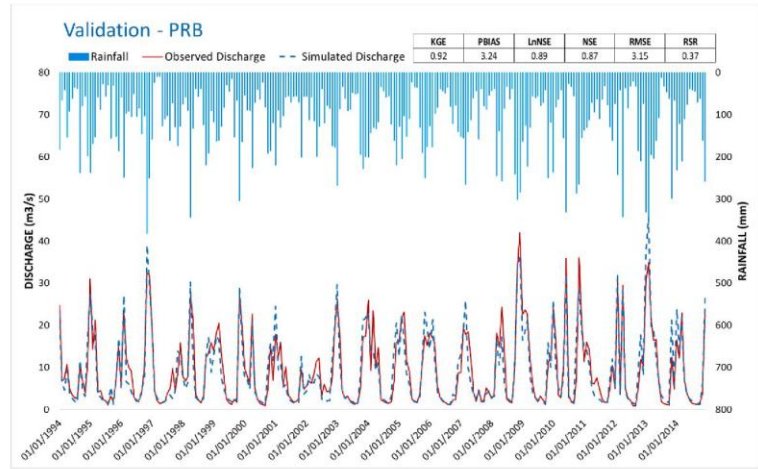


Fig. 6. Monthly model performance for a) calibration and b) validation periods for monthly calibration in the PRB.

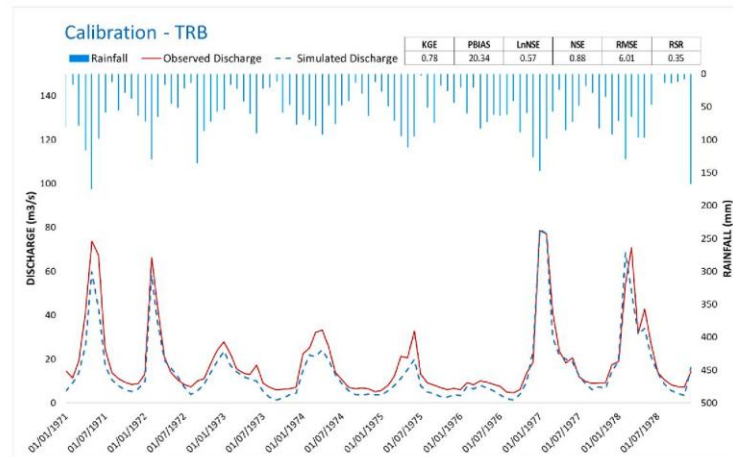
flows for daily-scale events. Similarly, in Scenario 1, the flows obtained on a daily scale were still below average, resulting in undervalued environmental flows with respect to the reference flows that maintain the same criteria as in the previous scenario but on a smaller scale. When this calibration was performed on a monthly scale, the water volumes of the model were better adjusted. However, the difficulty of efficiently

distributing these volumes of water on a daily scale remained. Therefore, other monthly-to-daily disaggregation techniques from the WRAP programme were applied, indicating that Option 4 (replicating daily flow patterns) provided the distribution most aligned with the referenced daily flow pattern distribution. After the previously mentioned disaggregation, the environmental flow results of Scenario 2 were best

G. Castellanos Osorio et al.

Journal of Hydrology 623 (2023) 129837

a)



b)

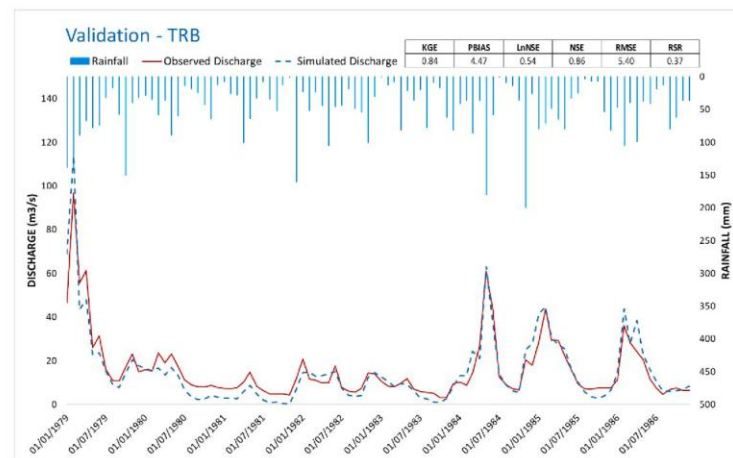


Fig. 7. Monthly model performance for a) calibration and b) validation periods for monthly calibration in the TRB.

adjusted according to reference flows, forming a valid alternative to obtaining flows on a daily scale to meet this study's objectives. Nonetheless, similarities with the values observed at the gauge station varied highly depending on the basin. While Q_b in the PRB for Scenario 2 was 93.49% of the gauging station, this value decreased by up to 66.40% in the TRB. Climate type and irregular precipitation throughout the year

may be the reason of this significant difference. The mean annual precipitation in the PRB is more than double that in the TRB and dry summers in the latter region set the differences between rainfall patterns in both basins. Furthermore, the length of the data series may also affect the detection of the inter- and intra-annual variability of streamflow because the available period for the TRB (16 years) was almost the half

Table 6

Calibrated SWAT+ model daily parameters. (r.) is a relative change, which means that the parameter is modified by a specific percentage, and (v.) means that the parameter is replaced by a specific value determined in the calibration.

Parameter	Description	PRB		TRB	
		p-Value	Fitted value	p-Value	Fitted value
r_slope.hru	Average slope steepness (m/m)	0.0000	19.93%	0.0078	20.93%
v_sutlag_bsn	Surface runoff lag coefficient (days)	0.0174	12.0699	0.0841	20.2578
v_ovn.hru	Manning's "n" value for overland flow (dimensionless)	0.3437	0.8718	0.4957	0.1331
r_slope.len_hru	Average slope length (m)	0.4105	9.18%	0.5164	19.06%
v_chn.rte	Manning's "n" value for the main channel (dimensionless)	0.4547	0.1192	0.5982	0.0190

that of the PRB (30 years).

The basic flow method provides minimum discharge values to ensure biological functioning of a river (Palau and Alcázar, 2012) taking into account the daily variability of streamflow, as well as its effects on riverbed and floodplain habitats. However, the IAHRS not only highlighted the magnitude of minimum flow in droughts, but also other relevant information related to the frequency, variability, duration and seasonality of extreme values both in floods and droughts. The set of parameters of IAHRS, in addition to providing valuable information about the availability of water in more critical conditions as the Qb also does, considers other significant issues such as diversity, resilience and synchronicity. These issues are essential not only in volume discharges but also in the assessment of modifications in ecological and geomorphological dynamics. Moreover, the analysis of usual values with the IAHRS method allows for environmental knowledge in non-extreme conditions, preventing interannual variability from going unnoticed because of extreme values.

5. Conclusion

Although the SWAT+ model is a relatively new tool that is not as widely used as its predecessor (SWAT), the results obtained in the present study demonstrated its validity and effectiveness for the objectives of the hypotheses proposed. After the calibration and validation of the SWAT+ model in the Piloña and Tagus River basins at different time scales, excellent performance on a monthly scale and satisfactory performance on a daily scale was obtained, considering that the calibration approaches were different. Therefore, we concluded that the SWAT+ model could be effectively applied for analysing and adjusting low flow volumes to determine environmental indicators.

Following a detailed study of the results obtained by combining the SWAT+ model and the WRAP model to obtain daily flows, we concluded that the application of disaggregation techniques is not only a viable alternative for daily modelling but, in specific cases, such as the present work, can even surpass the daily model for acquiring hydrological information for a wide range of purposes. Thus, the evaluation of the model's low flow volumes to obtain environmental flows is favoured by the accuracy of adjusting the calibration on a monthly scale. In addition, water resource management benefits from an ecological perspective by better handling the sensitive transitions that flow variability may present at a given time scale. Notably, the model's performance is satisfactory in all statistical metrics studied on a monthly scale, even providing ecological improvement when considering scenarios with dry conditions during model calibration and subsequent disaggregation.

The disaggregation approach applied in this work demonstrates the potential to reformulate daily modelling, with all the advantages it provides, based on a simpler conceptualisation of fluvial systems. Therefore, it is possible to obtain hydrological information on a daily scale and to facilitate the handling of computational data by the model, which would enable many of the uncertainties generated in this type of complex model to be addressed. Similarly, this work shows how the estimation of environmental indicators is affected by the simulation scenario, thus reflecting a significant underestimation in daily calibration and simulation scenarios. However, conducting monthly calibration by applying disaggregation methods from a daily flow pattern results in a more accurate estimation of environmental flows.

A possible limitation of our study is associated with the necessity of

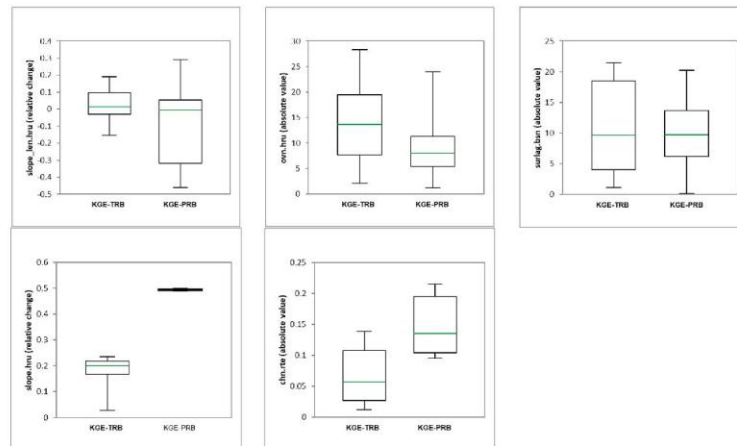
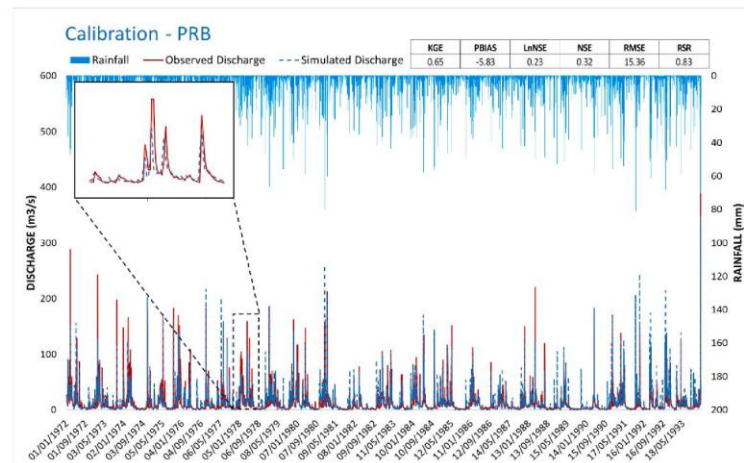


Fig. 8. Box plot analysis of the daily parameter values of the 10 best simulations according to the objective function KGE in the PRB and TRB.

a)



b)

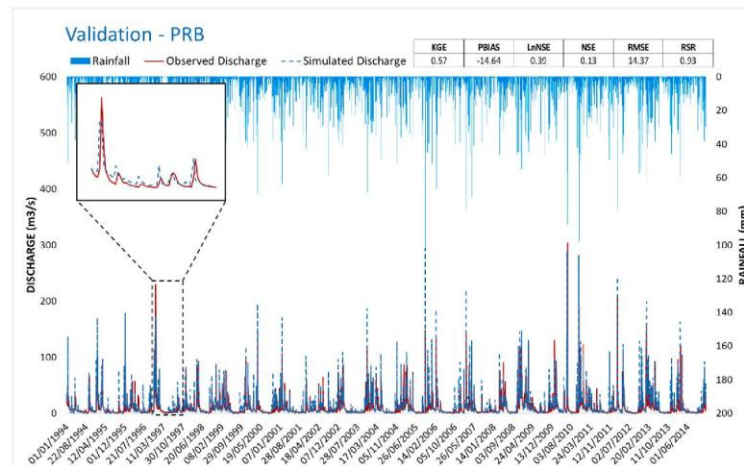
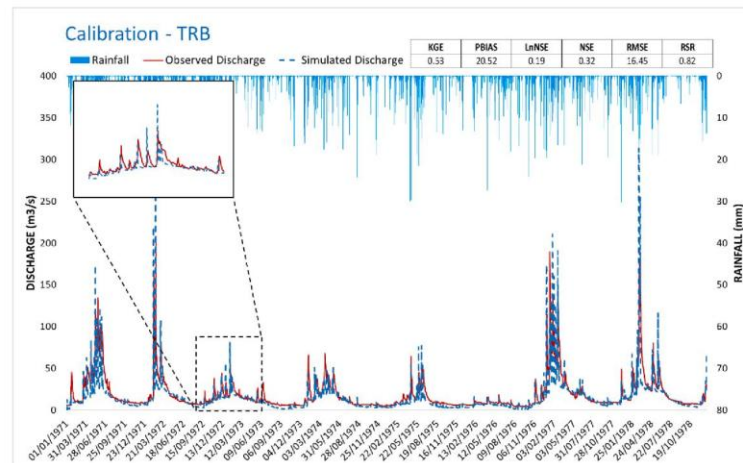


Fig. 9. Daily model performance for the a) calibration and b) validation periods for daily calibration in the PRB.

daily scale flow data availability, both from the study area and from a nearby gauging station, to apply the disaggregation techniques associated with a daily flow pattern. In the same way, it is necessary that these data series have a minimum length to enable the hydrological regime of the basin to be better studied through the application of IAHRIS and Qb

techniques. The simplicity and ease of interpretation of the Qb method make it a useful tool in providing an overall outlook of river vulnerability and environmental status, boosting its performance with the increasing humidity of an area. Nevertheless, the use of a more complex set of indicators, such as IAHRIS, is essential in hydrological planning

a)



b)

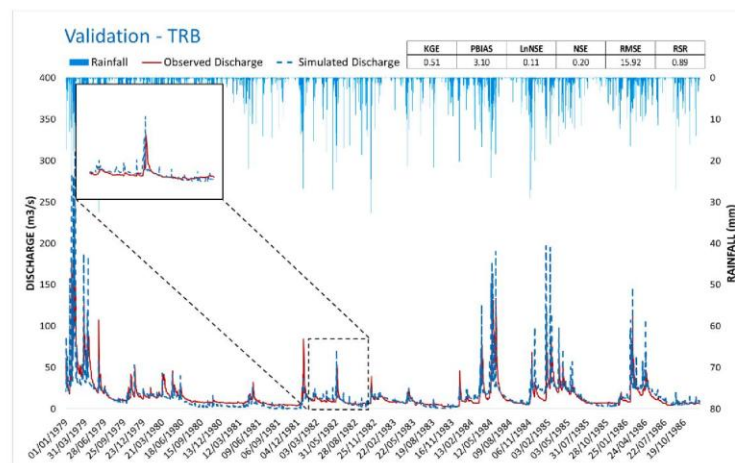


Fig. 10. Daily model performance for the a) calibration and b) validation periods for daily calibration in the TRB.

and water resources management due to the environmental significance of every aspect of the natural regime flow. This is why the application of new methodologies, such as the one proposed in this work, helps to provide viable alternatives for obtaining the indicators necessary for the hydrological and environmental evaluation of river basins.

CRedit authorship contribution statement

Gerardo Castellanos-Osorio: Conceptualization, Methodology, Writing – original draft. **Adrián López-Ballesteros:** Formal analysis, Data curation, Validation. **Julio Pérez-Sánchez:** Methodology, Validation, Writing – original draft. **Javier Senent-Aparicio:**

Table 7
Characterisation of natural regime according IAHRIS in the PRB.

	Parameter	Gauging Station	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Usual Values	P1	297.91	210.50	280.67	341.56
	P2	67.91	52.43	69.90	79.64
	P3	Jan-Aug	Jan-Sep	Jan-Sep	Dec-Aug
	P4	19.89	12.37	19.42	25.26
Extreme Values (Floods)	P5	140.50	162.53	129.64	165.90
	P6	136.3	147.2	117.0	154.8
	P7	178.6	186.6	148.2	199.2
	P8	35.39	32.20	33.82	38.89
	P9	0.45	0.34	0.34	0.39
	P10	0.28	0.43	0.32	0.29
	P11	5.69	3.9	6.45	4.9
	P12	0.0–2.8	0.0–3.2	0.0–3.2	0.0–3.0
Extreme Values (Droughts)	P13	1.34	0.97	1.13	0.17
	P14	1.55	1.07	1.36	0.41
	P15	0.30	0.23	0.27	0.66
	P16	0.32	0.23	0.22	0.53
	P17	21.41	19.69	14.79	13.10
	P18	0.0–0.0	0.0–0.0	0.0–0.0	0.0–0.0
	P19	0.0–10.9	0.0–11.1	0.0–9.1	0.0–5.6

Table 8
Characterization of natural regime according IAHRIS in TRB.

	Parameter	Gauging Station	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Usual Values	P1	382.84	438.75	687.52	327.29
	P2	69.68	91.81	144.96	66.33
	P3	Mar-Sep	Apr-Oct	Apr-Oct	May-Sep
	P4	20.41	20.92	44.07	14.77
Extreme Values (Floods)	P5	75.83	145.99	127.23	103.92
	P6	78.3	158.1	146.1	114.6
	P7	105.5	217.6	206.0	158.9
	P8	33.85	39.73	66.14	28.93
	P9	0.55	0.64	0.75	0.67
	P10	0.57	0.71	0.68	0.75
	P11	14.53	4.60	5.73	4.47
	P12	0.0–6.4	0.0–4.3	0.0–6.8	0.0–4.2
Extreme Values (Droughts)	P13	3.92	2.17	1.90	1.88
	P14	4.44	2.86	4.00	2.42
	P15	0.34	0.75	0.60	0.70
	P16	0.29	0.67	0.70	0.62
	P17	31.07	18.47	22.13	20.80
	P18	0.0–0.0	0.0–1.3	0.0–0.0	0.0–0.0
	P19	0.0–9.8	0.0–12.9	0.0–11.7	0.0–12.9

Table 9
Basic flow (Qb) estimation by SWAT+ post-processing tool in the PRB and TRB.

Scenario	Qb-PRB	Qb-TRB
(1) Monthly Calibration – Daily Simulation	1.16	2.28
(2) Monthly Calibration – Monthly-To-Daily Disaggregation	1.58	2.55
(3) Daily Calibration – Daily Simulation	0.96	1.96
Gauging Station	1.69	3.84

Conceptualization, Funding acquisition, Supervision, Writing – review & editing.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Data availability

Data will be made available on request.

Acknowledgements

The authors thanks to Scribbr editing services for proofreading the text.

Funding

This research was supported by the research project TwinTagus from the Spanish Ministry of Science and Innovation under grant PID2021-128126OA-I00.

References

- Abbaspour, K.C., Rosholahnjad, E., Vaghefi, S., Srinivasa, R., Yang, H., Kave, B., 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.
- Abbaspour, K.C., Vaghefi, S.A., Srinivasan, R., 2018. A guideline for successful calibration and uncertainty analysis for soil and water assessment: a review of papers from the 2016 International SWAT Conference. *Water* 10, 6. <https://doi.org/10.3390/w10010006>.
- Abbaspour, K.C., 2012. SWAT-CUP 2012. SWAT calibration and uncertainty analysis program - a user manual. Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. <https://doi.org/10.1007/s40808-021-01145-0>.
- Abbott, J., Marohasy, J., 2014. Input selection and optimisation for monthly rainfall forecasting in Queensland, Australia, using artificial neural networks. *Atmos. Res.* 138, 166–178. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2013.11.002>.
- Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E., Rasmussen, J., 1986. An introduction to the European Hydrological System — Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *J. Hydrol.* 87, 45–59. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(86\)90114-9](https://doi.org/10.1016/0022-1694(86)90114-9).
- Abraham, R.J., See, L.M., 2007. Neural network modelling of non-linear hydrological relationships. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1563–1579. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1563-2007>.
- Acreman, M.C., Dunbar, M.J., 2004. Methods for defining environmental river flow requirements: A review. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 8, 861–876. <https://doi.org/10.5194/hess-8-861-2004>.
- Adnan, R.M., Kisi, O., Mostafa, R.R., Ahmed, A.H., B-Shafie, A., 2022. The potential of a novel support vector machine trained with modified mayfly optimization algorithm for streamflow prediction. *Hydrol. Sci. J.* 67, 161–174. <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.2012182>.
- AEEMET, 2011. Iberian Climate Atlas. AEEMET. Ministerio de Medio Ambiente y Rural y Marino, Spain.
- Alcazar, J., Palau, A., Vega-García, C., 2008. A neural net model for environmental flow estimation at the Ebro River Basin, Spain. *J. Hydrol.* 349, 44–55. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.024>.
- Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Srinivasan, R., Williams, J.R., Haney, E.B., Neitsch, S.L., 2012b. Soil and Water Assessment Tool: Input/Output Documentation. Texas Water Resources Institute, College Station, TX, USA, p. 650. <https://swat.tamu.edu/media/69296/swat-to-documentation-2012.pdf>, Accessed date: 16 February 2023.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Mutiiah, 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. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>.
- Arnold, J.G., Moriasi, D.N., Gassman, P.W., Abbaspour, K.C., White, M.J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R.D., Van Gravelen, A., Van Liew, M.W., Kannan, N., Jha, M.K., 2012a. SWAT model use, calibration, and validation. *Trans. ASABE* 55 (4), 1491–1508. <https://doi.org/10.13031/2013.42256>.
- Arthington, A.H., Bunn, S.E., Poff, N.L., Naiman, R.J., 2006. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecol. Appl.* 16, 1311–1318. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1311:TCOPEF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1311:TCOPEF]2.0.CO;2).
- Aznarez, C., Jimeno-Sáez, P., López-Ballesteros, A., Pacheco, J.P., Senent-Aparicio, J., 2021. Analysing the impact of climate change on hydrological ecosystem services in Laguna del Sauce (Uruguay) using the SWAT model and remote sensing data. *Remote Sens. (Basel)* 13, 2014. <https://doi.org/10.3390/rs13102014>.
- Barman, L., 2001. New Zealand stream invertebrates: ecology and implications for management. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20, 502–503. <https://doi.org/10.2307/1468045>.
- Behboudian, M., Anaraghi, S., Mahjouri, N., Kerachian, R., 2023. Enhancing the resilience of ecosystem services under extreme events in socio-hydrological systems: A spatio-temporal analysis. *J. Clean. Prod.* 397, 136437. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136437>.
- Bejarano, M.D., Jansson, R., Nilsson, C., 2018. The effects of hydropeaking on riverine plants: a review. *Biol. Rev.* 93, 658–673. <https://doi.org/10.1111/brev.12362>.
- Belmar, O., Velasco, J., Martínez-Capel, F., 2011. Hydrological classification of natural flow regimes to support environmental flow assessments in intensively regulated Mediterranean rivers, Segura River basin (Spain). *Environ. Manag.* 47, 992–1004. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9661-0>.
- Bieger, K., Arnold, J.G., Rathjens, H., White, M.J., Bosch, D.D., Allen, P.M., Volk, M., Srinivasan, R., 2017. Introduction to SWAT+, a completely restructured version of the Soil and Water Assessment Tool. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 53 (1), 115–130. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12482>.
- Borah, D., Bera, M., 2003. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: review of mathematical bases. *Trans. ASAE* 46. <https://doi.org/10.13031/2013.15644>.
- Brisbane declaration, 2007. Environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being. Declaration of the 10th international river symposium and international environmental flows conference, Brisbane, Australia, 3–6 September 2007.
- Brizga, S.O., Arthington, A.H., Choy, S.C., Craigie, N.M., Mackay, S.J., Poplawski, W., Pusey, B., Werren, G., 2001. Pioneer Valley Water Resource Plan: Environmental Flow Report, Vol 1 & 2. Department of Natural Resources and Mines, Brisbane.
- Brochet, E., Sauvage, S., Gruson, Y., Lhuisset, L., Demarez, V., 2023. How to account for irrigation withdrawals in a watershed model. *EGUosphere* 2023, 1–25. <https://doi.org/10.5194/eguosphere-2023-494>.
- Bunn, S.E., Arthington, A., 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ. Manag.* 30, 492–507. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>.
- Chavanda, C.J., Arnold, J., Thiery, W., Van Gravelen, A., 2020. Mass balance calibration and reservoir representations for large-scale hydrological impact studies using SWAT+. *Clim. Change* 163, 1307–1327. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02924-x>.
- Chen, Y., Chen, X., Xu, C.Y., Zhang, M., Liu, M., Gao, L., 2018. Toward improved calibration of SWAT using season-based multi-objective optimization: a case study in the Jinjiang Basin in southeastern China. *Water Resour. Manag.* 32 (4), 1193–1207. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1862-8>.
- Chen, C.W., Herr, J., Ziemelis, L., 1998. Watershed Analysis Risk Management Framework: A Decision Support System for Watershed Approach and Total Maximum Daily Load Calculation. Technical report (No. EPRI TR-110709), Electric Power Research Inst, Palo Alto, CA (United States). Syntech Engineering, San Ramon, CA (United States).
- Committee, S., 1992. Sediment and aquatic habitat in river systems. *J. Hydraul. Eng.* 118, 669–687. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1992\)118:5\(669\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1992)118:5(669)).
- Daggupati, P., Yen, H., White, M.J., Srinivasan, R., Arnold, J.G., Kettler, C.S., Sowa, S.P., 2015. Impact of model development, calibration and validation decisions on hydrological simulations in West Lake Erie Basin. *Hydrol. Process.* 29, 5307–5320. <https://doi.org/10.1002/hyp.10536>.
- Dile, Y.T., Daggupati, P., George, C., Srinivasan, R., Arnold, J., 2016. Introducing a new open source GIS user interface for the SWAT model. *Environ. Model. Softw.* 85, 129–138. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.08.004>.
- Elstratidis, A., Tegos, A., Varveris, A., Koutsogiannis, D., 2014. Assessment of environmental flows under limited data availability: case study of the Acheloos River, Greece. *Hydrol. Sci. J.* 59 (3–4), 731–750. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.804625>.
- FAO-ISRIC. Guidelines for Profile Description, 3rd ed.; Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO): Rome, Italy, 1990.
- FAO, 1980. Land Evaluation for Development. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Feyereisen, G.W., Strickland, T.C., Bosch, D.D., Sullivan, D.G., 2007. Evaluation of SWAT manual calibration and input parameter sensitivity in the Little River watershed. *Trans. ASABE* 50 (3), 843–855. <https://doi.org/10.13031/2013.23149>.
- Ghimire, S., Yaseen, Z.M., Farooque, A.A., Deo, R.C., Zhang, J., Tao, X., 2021. Streamflow prediction using an integrated methodology based on convolutional neural network and long short-term memory networks. *Sci. Rep.* 11, 17497. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-06751-4>.
- Gippel, C.J., Stewardson, M.J., 1998. Use of wetted perimeter in defining minimum environmental flows. *Regul. Rivers Res. Manag.* 14, 53–67. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199801/02\)14:1<53::AID-RRR476>3.0.CO;2-Z](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199801/02)14:1<53::AID-RRR476>3.0.CO;2-Z).
- Gonçalves Moreira de Jesus, T.M., 2002. Impacto de centrais mini-hídricas na qualidade biológica da água: a "Cascata" do Alva (Portugal). In: La directiva marco del agua: realidades y futuros (comunicaciones), 2002. ISBN 84-699-9558-8. Presented at the La directiva marco del agua: realidades y futuros (comunicaciones).
- Gregory, P.J., 1985. Flooding and Plant Growth. Edited by T. T. Kozlowski. London: Academic Press (1984), pp. 356, £42.60, US\$55.00. *Ex. Agric.* 21 (4), 410.
- Growns, J., 2000. Characterisation of Flow in Regulated and Unregulated Streams in eastern Australia. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology technical report. CRC for Freshwater Ecology, Albury, N.S.W.
- Gupta, H.V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *J. Hydrol.* 377, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>.
- Ha, L.T., Bastianescu, W.C.M., 2023. Determination of spatially distributed hydrological ecosystem services (HES) in the Red River Delta using a calibrated SWAT model. *Sustainability* 15, 6247. <https://doi.org/10.3390/su15076247>.
- Hargreaves, G.H., 1994. Defining and using reference evapotranspiration. *J. Irrig. Drain. Eng.* 120, 1132–1139. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1994\)120:6\(1132\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1994)120:6(1132)).
- Harwood, A., Johnson, S., Richter, B., Locke, A., Yu, X., Tickner, D., 2017. Listen to the River: Lessons from A Global Review of Environmental Flow Success Stories. World Wildlife Fund.
- Herrera, I.A., Burneo, P.C., 2017. Environmental flow assessment in Andean rivers of Ecuador, case study: Chardón and El Lulicando dams in the Machingunga river. *Ecobydro. Hydrobiol.* 17, 103–112. <https://doi.org/10.1016/j.ecobydro.2017.01.002>.
- Heuvelmans, G., Muys, B., Feyen, J., 2004. Evaluation of hydrological model parameter transferability for simulating the impact of land use on catchment hydrology. *Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C, Anthropogenic impacts on catchment processes* 29, 739–747. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2004.05.002>.
- Husle, A., Al-Aamery, N., Fox, J.F., 2022. Simulating hydrologic pathway contributions in fluvial and karst settings: An evaluation of conceptual, physically-based, and deep learning modeling approaches. *J. Hydrol. X* 17, 100134. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrex.2022.100134>.
- Hussain, F., Wu, R.-S., Wang, J.-X., 2021. Comparative study of very short-term flood forecasting using physics-based numerical model and data-driven prediction model. *Nat. Hazards* 107, 249–284. <https://doi.org/10.1007/s11069-021-04582-3>.
- Hydrologic Engineering Center U.S. Army Corps of Engineers, Davis, California, USA, 2009. HEC-DSSVue HEC Data Storage System Visual Utility Engine, User's Manual, Version 2, CPD-79, p. 490.
- Jalili, G., 1998. Restauración de Ríos y Riberas: Restauración de Ríos y Riberas.
- Janjić, J., Tadić, L., 2023. Fields of application of SWAT hydrological model—A review. *Earth* 4 (2), 331–344. <https://doi.org/10.3390/earth4020018>.
- Jiménez-Navarro, I.C., Jimeno-Sáez, P., López-Ballesteros, A., Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., 2021. Impact of climate change on the hydrology of the forested watershed that drains to lake Erken in Sweden: An analysis using SWAT+ and CMIP6 scenarios. *Forests* 12, 1803. <https://doi.org/10.3390/f12121803>.
- Jimeno-Sáez, P., Senent-Aparicio, J., Pérez-Sánchez, J., Pulido-Velázquez, D., 2018. A comparison of SWAT and ANN models for daily runoff simulation in different

- climatic zones of Peninsular Spain. *Water* 10, 192. <https://doi.org/10.3390/w10020192>.
- Jimeno-Sáez, P., Martínez-España, R., Casali, J., Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., 2022. A comparison of performance of SWAT and machine learning models for predicting sediment load in a forested basin, Northern Spain. *Catena* 212, 105953. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105953>.
- John, A., Fowler, K., Nathan, R., Horne, A., Stewardson, M., 2021. Disaggregated monthly hydrological models can outperform daily models in providing daily flow statistics and extrapolate well to a drying climate. *J. Hydrol.* 598, 126471. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126471>.
- Joseph, N., Preetha, P.P., Narasimhan, B., 2021. Assessment of environmental flow requirements using a coupled surface water-groundwater model and a flow health tool: A case study of Son River in the Ganga basin. *Ecol. Ind.* 121, 107110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107110>.
- Keller, A.A., Gurner, K., Rao, M., Knappig, E., Thomas, J., 2023. Hydrological models for climate-based assessments at the watershed scale: A critical review of existing hydrologic and water quality models. *Sci. Total Environ.* 867, 161209. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161209>.
- Kennedy, J.G., Heniksen, J.A., Heasley, J., Cade, B.S., Terrell, J.W., 2009. Application of the Hydroecological Integrity Assessment Process for Missouri Streams. USGS, Fort Collins, CO, USA. <https://doi.org/10.3133/ofr20091138>.
- Khatami, S., Peel, M.C., Peterson, T.J., Western, A.W., 2019. Equifinality and flux mapping: a new approach to model evaluation and process representation under uncertainty. *Water Resour. Res.* 55 (11), 8922–8941. <https://doi.org/10.1029/2018WR023750>.
- Kim, T.J., 2015. Generation of daily naturalized flow at ungaged control points. *J. Water Supply: Res. Technol.—AQUA* 64 (3), 354–364. <https://doi.org/10.2166/aqua.2015.096>.
- Kim, T.J., 2018. Evaluation of key issues for converting monthly WRAP model to daily WRAP model. *J. Korean Soc. Hazard Mitig.* 18 (3), 271–277. <https://doi.org/10.7978/KOSHAM.2018.18.3.271>.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Z.* 15 (3), 259–263.
- Kouchi, D.H., Esmaili, K., Faridhosseini, A., Sanaeiinejad, S.H., Khalili, D., Abbaspoor, K. C., 2017. Sensitivity of calibrated parameters and water resource estimates on different objective functions and optimization algorithms. *Water* 9, 384. <https://doi.org/10.3390/w9060384>.
- Krause, P., Boyle, D.P., Báse, F., 2005. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Adv. Geosci.* 5, 89–97. <https://doi.org/10.5194/adgeo-5-89-2005>.
- Kumar, N., Dabey, A.K., Goswami, U.P., Singh, S.K., 2022. Modelling of hydrological and environmental flow dynamics over a central Himalayan river basin through satellite altimetry and recent climate projections. *Int. J. Climatol.* 42, 8446–8471. <https://doi.org/10.1002/joc.7734>.
- Liu, Z., Wang, Y., Xu, Z., Duan, Q., 2019. Conceptual hydrological models. In: Duan, Q., Pappenberger, F., Wood, A., Cloke, H.L., Schaake, J.C. (Eds.), *Handbook of Hydrological and Environmental Forecasting*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 389–411.
- López-Ballasteros, A., Senent-Aparicio, J., Martínez, C., Pérez-Sánchez, J., 2020. Assessment of future hydrologic alteration due to climate change in the Arachos River basin (NW Greece). *Sci. Total Environ.* 733, 139299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139299>.
- Martínez-Santa-María, C., Fernández-Yuste, J.A., Sánchez, J., Magdaleno Mas, F., García, E., 2008. Iahric New software to assess hydrologic alteration, in: *Proceedings of 4th ECRR International Conference on River Restoration 2008 | 4th ECRR International Conference on River Restoration 2008 | 16/06/2008-21/06/2008 | Venecia, Italia*. Presented at the 4th ECRR International Conference on River Restoration 2008, E.U. LT. Forestal (URPM), Italia.
- McGuire, K.E., Poff, N.L., Palmer, M.A., Thorp, J.H., Poole, G.C., Williams, B.S., Williams, M.R., Baron, J.S., 2014. Riverine macroinvertebrates ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. *Front. Ecol. Environ.* 12, 48–58. <https://doi.org/10.1890/120367>.
- McMillan, H.K., 2021. A review of hydrologic signatures and their applications. *WIREs Water* 8, e1499.
- Mezger, G., De Stefano, L., González Del Tánago, M., 2019. Assessing the establishment and implementation of environmental flows in Spain. *Environ. Manag.* 64, 721–735. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01222-2>.
- Mezger, G., González del Tánago, M., De Stefano, L., 2021. Environmental flows and the mitigation of hydrological alteration downstream from dams: The Spanish case. *J. Hydrol.* 598, 125732. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125732>.
- Molina-Havaro, E., Martínez-Pérez, S., Sastre-Medín, A., Bienes-Allas, R., 2014. Hydrologic modeling in a small Mediterranean basin as a tool to assess the feasibility of a limno-reservoir. *J. Environ. Qual.* 43, 121–131. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0360>.
- Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bigrner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans. ASABE (Am. Soc. Agric. Biol. Eng.)* 50 (3), 885–900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>.
- Moriasi, D.N., Gass, M.W., Pai, H., Deguepi, P., 2015. Hydrologic and water quality models: performance measures and evaluation criteria. *Trans. ASABE* 58, 1763–1785. <https://doi.org/10.13031/Trans.58.10715>.
- Mosavi, A., Ozturk, P., Chau, K., 2018. Flood prediction using machine learning models: literature review. *Water* 10, 1536. <https://doi.org/10.3390/w10111536>.
- Naiman, R.J., Bunn, S.E., Nilsson, C., Petts, G.E., Pinay, G., Thompson, L.C., 2002. Legitimizing fluvial ecosystems as users of water: an overview. *Environ. Manag.* 30, 455–467. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2734-3>.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models. Part I: A discussion of principles. *J. Hydrol.* 10, 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).
- Nastos, P.T., Politi, N., Kapsomenakis, J., 2013. Spatial and temporal variability of the aridity index in Greece. *Atmos. Res.* 119, 140–152. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.06.017>.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., 2009. *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation*, version 2009; Texas A&M University: College Station, TX, USA, 2011. Available online: <http://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf>.
- Nguyen, H.D., 2022. Spatial modeling of flood hazard using machine learning and GIS in Ha Tinh province, Vietnam. *J. Water Clim. Change* 14 (1), 200–222.
- Norris, R.H., Thomas, M.C., 1999. What is river health? *Freshw. Biol.* 41, 197–209. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00425.x>.
- Omeh, M., Romanovskiy, R., Wong, W.K., 2018. Analysis of low flow indices under varying climatic conditions in Poland. *Hydrol. Res.* 49 (2), 373–389. <https://doi.org/10.2166/wh.2017.021>.
- Palau, A., Alcázar, J., 2012. The basic flow method for incorporating flow variability in environmental flows. *River Res. Appl.* 28, 93–102. <https://doi.org/10.1002/rra.1439>.
- Parra, V., Arumí, J.L., Muñoz, E., 2019. Identifying a suitable model for low-flow simulation in watersheds of south-central Chile: a study based on a sensitivity analysis. *Water* 11, 1506. <https://doi.org/10.3390/w11071506>.
- Peñaf, F.J., Jaimes, J.A., Álvarez-Cabría, M., Álvarez, C., García, A., Priente, A., Barquín, J., 2014. Integration of hydrological and habitat simulation methods to define minimum environmental flows at the basin scale. *Water Environ. J.* 28 (2), 252–260. <https://doi.org/10.1111/wej.12030>.
- Perera, B.J.C., James, B., Kalathana, M.D.U., 2005. Computer software tool REALM for sustainable water allocation and management. *J. Environ. Manage.* 77 (4), 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.06.014>.
- Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., Segura-Méndez, F., Pulido-Velázquez, D., Srinivasan, R., 2019. Evaluating hydrological models for deriving water resources in Peninsular Spain. *Sustainability* 11, 2872. <https://doi.org/10.3390/s11102872>.
- Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., Martínez-Santa-María, C., López-Ballasteros, A., 2020. Assessment of ecological and hydro-geomorphological alterations under climate change using SWAT and IAHRS in the Eo River in Northern Spain. *Water* 12, 1745. <https://doi.org/10.3390/w12061745>.
- Pinay, G., Clément, J.C., Naiman, R.J., 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. *Environ. Manag.* 30, 481–491. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2736-1>.
- Poff, N.L., Zimmerman, J.K., 2010. Ecological responses to altered flow regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshw. Biol.* 55, 194–205. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02772.x>.
- Qiu, L., Zheng, F., Yin, R., 2012. SWAT-based runoff and sediment simulation in a small watershed, the Loessial hilly-gullied region of China: Capabilities and challenges. *Int. J. Sedim. Res.* 27, 226–234. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(12\)60030-4](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(12)60030-4).
- Raposo, J.R., DaFonte, J., Molinero, J., 2013. Assessing the impact of future climate change on groundwater recharge in Galicia-Costa, Spain. *Hydrogeol. J.* 21 (2), 459–479.
- Richter, B., Baumgartner, J., Wigington, R., Braun, D., 1997. How much water does a river need? *Freshw. Biol.* 37, 231–249. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00153.x>.
- Ryu, M., 2015. *Developing Homogeneous Sequences of River Flows and Performing Comparative Analyses of Flow Characteristics* (Doctoral dissertation).
- Schmidt, L.J., Potopyony, J.P., 2004. *Quantifying Channel Maintenance Instream Flows: An Approach for Gravel-Bed Streams in the Western United States*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-128. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 33 p. 128. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-128>.
- Selert-Dühn, I., Bakved, L.J., Interviews, E., 2015. Implementation of the ecosystem service concept in water management – challenges and ways forward. *Sustainable Water Qual. Ecol.* 5, 3–8. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2015.01.007>.
- Senent-Aparicio, J., Pérez-Sánchez, J., Carrillo-García, J., Soto, J., 2017. Using SWAT and fuzzy TOPSIS to assess the impact of climate change in the headwaters of the Segura River Basin (SE Spain). *Water* 2017 (9), 149. <https://doi.org/10.3390/w9020149>.
- Senent-Aparicio, J., López-Ballasteros, A., Pérez-Sánchez, J., Segura-Méndez, F., Pulido-Velázquez, D., 2018. Using multiple monthly water balance models to evaluate gridded precipitation products over Peninsular Spain. *Remote Sens. (Basel)* 10, 922. <https://doi.org/10.3390/rs10060922>.
- Senent-Aparicio, J., Jimeno-Sáez, P., Bueno-Crespo, A., Pérez-Sánchez, J., Pulido-Velázquez, D., 2019. Coupling machine-learning techniques with SWAT model for instantaneous peak flow prediction. *Biosyst. Eng.* 177, 67–77. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.04.022>.
- Senent-Aparicio, J., Jimeno-Sáez, P., López-Ballasteros, A., Giménez, J.G., Pérez-Sánchez, J., Cecilia, J.M., Srinivasan, R., 2021a. Impacts of swat weather generator statistics from high-resolution datasets on monthly streamflow simulation over Peninsular Spain. *J. Hydrol.: Reg. Stud.* 35, 100626. <https://doi.org/10.1016/j.eh.2021.100626>.
- Senent-Aparicio, J., George, C., Srinivasan, R., 2021b. Introducing a new post-processing tool for the SWAT+ model to evaluate environmental flows. *Environ. Model. Softw.* 136, 563–571. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104944>.
- Senent-Aparicio, J., Blanco-Gómez, P., López-Ballasteros, A., Jimeno-Sáez, P., Pérez-Sánchez, P., 2021c. Evaluating the potential of Glofas-er4 river discharge reanalysis data for calibrating the SWAT model in the Grande San Miguel River Basin (El Salvador). *Remote Sens.* 13, 3299. <https://doi.org/10.3390/rs13163299>.

- Senent-Aparicio, J., López-Ballesteros, A., Cabezas, F., Pérez-Sánchez, J., Molina-Navarro, E., 2021d. A modelling approach to forecast the effect of climate change on the Tago-Segura interbasin water transfer. *Water Resour. Manag.* 35 (11), 3791–3808.
- Shen, Z., Zhong, Y., Huang, Q., Chen, L., 2015. Identifying non-point source priority management areas in watersheds with multiple functional zones. *Water Res.* 68, 563–571. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.034>.
- Shrestha, R.R., Nestmann, F., 2009. Physically based and data-driven models and propagation of input uncertainties in river flood prediction. *J. Hydrol. Eng.* 14, 1309–1319. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000123](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000123).
- Smakhtin, V.U., Briyagana, N., 2008. Developing a software package for global desktop assessment of environmental flows. *Environ. Model. Softw.* 23, 1396–1406. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.04.002>.
- Solomatine, D.P., Ostfeld, A., 2008. Data-driven modelling: some past experiences and new approaches. *J. Hydroinf.* 10, 3–22. <https://doi.org/10.2166/hydro.2008.015>.
- Strange, E.M., Fausch, K.D., Covich, A.P., 1999. Sustaining ecosystem services in human-dominated watersheds: bihydrology and ecosystem processes in the South Platte river basin. *Environ. Manag.* 24, 39–54. <https://doi.org/10.1007/s002679900213>.
- Sugiyama, H., Vudhivanchi, V., Whitaker, A.C., Lorisirak, K., 2003. Stochastic flow duration curves for evaluation of flow regimes in rivers. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 39, 47–58. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2003.tb01560.x>.
- Tennant, D.L., 1976. Instream flow regimes for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. *Fisheries* 1, 6–10. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1976\)001<0006:IFRFTW>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1976)001<0006:IFRFTW>2.0.CO;2).
- Tharme, R.E., 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Res. Appl.* 19, 397–441. <https://doi.org/10.1002/rra.736>.
- Thoms, M.C., Sheldon, F., 2002. An ecosystem approach for determining environmental water allocations in Australian dryland river systems: the role of geomorphology. *Geomorphology* 47, 153–168. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(02\)00085-5](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(02)00085-5).
- Todini, E., 2007. Hydrological catchment modelling: past, present and future. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 468–482. <https://doi.org/10.5194/hess-11-468-2007>.
- van Griensven, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., D. Lazio, M., Srinivasan, R., 2006. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *J. Hydrol.* 324, 10–23. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.09.008>.
- Verma, V., 2017. Comparative Analysis of Daily Flow Pattern Hydrographs Used to Disaggregate Monthly Naturalized Flows to Daily (Doctoral dissertation).
- Verma V., 2021. Multisite monthly to daily naturalised streamflow disaggregation using daily flow pattern hydrograph. *Climate Change Impacts on Water Resources*. Water Science and Technology Library, vol 98. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-64202-0_44.
- Volk, M., 2015. Modeling ecosystem services: current approaches, challenges and perspectives. *Sustainable Water Qual. Ecol.* 5, 1–2. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2015.05.002>.
- Wagena, M.B., Goeting, D., Collick, A.S., Bock, E., Faka, D.R., Buda, A., Easton, Z.M., 2020. Comparison of short-term streamflow forecasting using stochastic time series, neural networks, process-based, and Bayesian models. *Environ. Model. Softw.* 126, 104669. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104669>.
- White, E.D., Feyereisen, G.W., Veith, T.L., Bosch, D.D., 2009. Improving daily water yield estimates in the Little River watershed: SWAT adjustments. *Trans. ASABE* 52 (1), 69–79. <https://doi.org/10.13031/2013.25948>.
- Wu, H., Chen, B., 2014. Evaluating uncertainty estimates in distributed hydrological modeling for the Wenjing River watershed in China by GLUE, SUFI-2, and ParaSol methods. *Ecol. Eng.* 76, 110–121.
- Wurbs, R.A., 2021a. Monthly river flows in Texas for natural and developed conditions. *Water Cycle* 2, 1–14.
- Wurbs, R.A., 2021b. Water Rights Analysis Package (WRAP) Modeling System Reference Manual. Texas A&M University Report TR-255. Texas Water Resources Institute, College Station, Texas, 464p.
- Wurbs, R.A., 2021c. Water Rights Analysis Package (WRAP) Daily Modeling System. Texas A&M University Report TR-430. Texas Water Resources Institute, College Station, Texas, 346p.
- Yacoub, C., Fogart, A.P., 2013. Slope effects on SWAT modeling in a mountainous basin. *J. Hydrol. Eng.* 18 (12), 1663–1673. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000756](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000756).
- Yuan, X., Chen, C., Lei, X., Yuan, Y., Muhammad Adnan, R., 2018. Monthly runoff forecasting based on LSTM-ALO model. *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.* 32, 2199–2212. <https://doi.org/10.1007/s00477-018-1560-y>.
- Zaman, M., Naveed Anjum, M., Usman, M., Ahmad, I., Saifullah, M., Yuan, S., Liu, S., 2018. Enumerating the effects of climate change on water resources using GCM scenarios at the Xin'anjiang watershed, China. *Water* 10, 1296. <https://doi.org/10.3390/w10101296>.
- Zeiger, S.J., Hubbard, J.A., 2018. Assessing environmental flow targets using pre-settlement land cover: A SWAT modeling application. *Water* 10, 791. <https://doi.org/10.3390/w10060791>.
- Zhang, L., Xue, B., Yan, Y., Wang, G., Sun, W., Li, Z., Yu, J., Xie, G., Shi, H., 2019. Model uncertainty analysis methods for semi-arid watersheds with different characteristics: a comparative SWAT case study. *Water* 11 (6), 1177. <https://doi.org/10.3390/w11061177>.

Further reading

- Aguilar, C., Polo, M.J., 2016. Assessing the minimum environmental flows in nonpermanent rivers: the choice of thresholds. *Environ. Model. Softw.* 79, 120–134. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.02.003>.
- Arthington, A., 2012. *Environmental Flows: Saving Rivers in the Third Millennium*. University of California Press, Berkeley, California.
- Gassman, P.W., Reyes, M.R., Green, C.H., Arnold, J.G., 2007. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *Trans. ASABE (Am. Soc. Agric. Biol. Eng.)* 50, 1211–1250. <https://doi.org/10.13031/2013.23637>.
- Karigi, A., Pinheiro, A.N., Sordo-Ward, A., Garrote, L., 2019. Influence of hydrologically based environmental flow methods on flow alteration and energy production in a run-of-river hydropower plant. *J. Clean. Prod.* 232, 1028–1042. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.358>.
- You, G.J.Y., Thum, B.H., Lin, F.H., 2014. The examination of reproducibility in hydroecological characteristics by daily synthetic flow models. *J. Hydrol.* 511, 904–919. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.02.047>.

5.2. RESEARCH PAPER 2: ASSESSING IMPROVEMENTS IN ENVIRONMENTAL FLOW ESTIMATION THROUGH THE USE OF A COUPLED SURFACE-GROUNDWATER MODEL.

Castellanos-Osorio, G., Abbas, S. A., Molina-Navarro, E., Bailey, R. T., Senent-Aparicio, J. (2025). Assessing improvements in environmental flow estimation through the use of a coupled surface-groundwater model. *Groundwater for Sustainable Development*, 29, 101426.

<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2025.101426>.



Contents lists available at ScienceDirect

Groundwater for Sustainable Development

journal homepage: www.elsevier.com/locate/gsd

Research paper

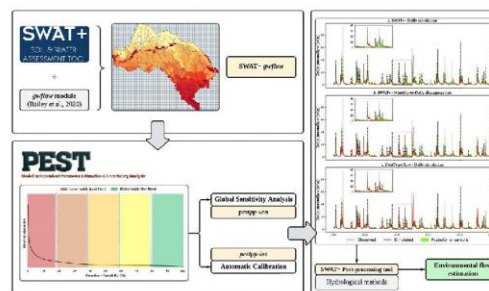
Assessing improvements in environmental flow estimation through the use of a coupled surface-groundwater model

Gerardo Castellanos-Osorio^{a,*}, Salam A. Abbas^b, Eugenio Molina-Navarro^c, Ryan T. Bailey^b, Javier Senent-Aparicio^d^a Department of Civil Engineering, Universidad Católica San Antonio de Murcia, Campus de Los Jerónimos s/n, Guadalupe, 30107, Murcia, Spain^b Department of Civil and Environmental Engineering, Colorado State University, USA^c Department of Geology, Geography and Environment, Universidad de Alcalá, Madrid, Spain^d Centro de Investigaciones sobre Desertificaciones (CIDE), CSIC-UV-GVA, Carretera CV 315, km 10,3 46113, Moncada, Valencia, Spain

HIGHLIGHTS

- Groundwater representation in SWAT + model has been pointed out as an important limitation.
- Coupling with the new *gwflow* module enhances surface-groundwater interaction.
- A calibration approach based on FDC helps to accurately reproduce model's baseflow.
- Environmental flows are affected by the adjustment of surface-groundwater exchange.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Keywords:

SWAT+
 SWAT+*gwflow*
 Surface-groundwater interaction
 Environmental flows

ABSTRACT

Environmental flow refers to the water required to maintain river ecosystems. Establishing methodologies to ensure these minimum flow rates is essential, particularly in highly anthropized regions, such as Spain. Hydrological models, including SWAT+, are used to simulate rivers in natural regime. However, accurately representing surface-groundwater interactions is crucial in groundwater-driven catchments, such as the Tagus River headwaters. Due to the standalone model limitations, we used the new coupled SWAT + *gwflow* model to appropriately represent surface-groundwater interactions in streamflow response. The calibration approaches of the (1) base SWAT+, and (2) SWAT + *gwflow* models focused on adjusting low flows, allowing for greater accuracy in daily flows to estimate environmental flows. In addition, (3) an experiment of monthly-to-daily disaggregation of the standalone model based on a daily flow pattern was conducted at two upstream

* Corresponding author.

E-mail addresses: gadjcastellanos@ucam.edu (G. Castellanos-Osorio), salam.a.abbas@colostate.edu (S.A. Abbas), eugenio.molina@uah.es (E. Molina-Navarro), RyanT.Bailey@colostate.edu (R.T. Bailey), javier.senent@csic.es (J. Senent-Aparicio).

<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2025.101426>

Received 30 October 2024; Received in revised form 24 January 2025; Accepted 16 February 2025

Available online 19 February 2025

2352-801X/© 2025 The Authors. Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

stations. Our results indicated that the coupled model outperformed the standalone model across all statistical indicators, especially in low flows, where the Nash-Sutcliffe logarithm (LnNSE), an indicator of low flow performance, was inadequate for the standalone model because it underestimated of the simulated flows. This underestimation was also reflected in the environmental flow values, with variations ranging between -41% and -58% compared to the observed values. For the base model, a disaggregation experiment showed an improvement in environmental indicators, reducing their underestimation by half. Finally, the SWAT + gwflow model showed the best fit for environmental flows compared to observations, with average variations of $\pm 10\%$ in most cases, showing improvement in daily low flows due to a better representation of surface-groundwater interactions.

1. Introduction

Environmental flow is the water required to maintain a river ecosystem in a desired condition (Acreman and Dunbar, 2004). It delineates the optimal streamflow regime necessary to safeguard the environmental integrity of receiving water bodies (Poff and Zimmerman, 2010). However, the natural flow regime represents a fundamental assumption underlying the study of environmental flows that provides the optimal conditions for a river ecosystem (Poff et al., 1997). Establishing an environmental flow regime in a river is a complicated, challenging task with significant socio-economic and judicial implications. Currently, there is no consensus among scientific and technical communities regarding the criteria or methodology for this context (Senent-Aparicio et al., 2021b). During the last decades and due to the increasing impacts of human activity, some countries (e.g., South Africa, Australia, China, the United States, Finland, Portugal and Spain) have decided to include strategies based on environmental flows in their water laws to conserve natural ecosystems (Mezger et al., 2019). Its application is considered integral to achieving the environmental objectives proposed by the directives of each country. In Spain, a highly anthropized country influenced by numerous existing regulatory infrastructures (more than 70% of the surface area of Spain drains into a dam), legislation since 2001 has established the definition and application of environmental flows in basin management plans (Senent-Aparicio and Mulligan, 2024). The present study employed hydrological methods recommended by the Spanish Hydrological Planning Instruction (Orden ARM/2656/2008) (IPH, 2008), which are regarded as most suitable for the planning and management of water resources because they are the simplest, most directly applicable to environmental flow estimation (Thame, 2003). The values of these environmental indicators are sensitive to the correct representation of the streamflow, in quantity and seasonality, and of the hydrological processes, making it essential to understand surface and groundwater processes that define the behavior of river flows.

To estimate environmental flows, the interaction between surface water and groundwater must be properly understood (Ntona et al., 2022; Sánchez-Gómez et al., 2024). Using or managing one flow component often affects the availability and temporal patterns of the other (Liu et al., 2020). However, geohydrological models can be categorized based on what they focus on simulating: models representing surface water or groundwater independently are referred to as single or standalone models, while models integrating surface water and groundwater are referred to as coupled models (Yimer et al., 2023b). Models traditionally applied to represent surface water processes often include a simplified representation of groundwater, as is the case with ensemble tools such as the soil and water assessment tool (SWAT), MIKE SHE, the variable infiltration capacity (VIC) model and, various surface water hydrology studies (e.g., Huang et al., 2017). Conversely, specific groundwater models, including the modular finite-difference groundwater flow (MODFLOW), typically require recharge data, which can be simulated from surface water models (Molina-Navarro et al., 2019), with the river stage as a boundary condition. However, these single models should be coupled when surface-groundwater interactions significantly influence streamflow generation and water movement

(Aliyari et al., 2019). The main advantages of coupling different models are notable pronounced on a regional scale, where the interaction between humans and environment are fully integrated (Barthel and Banzhaf, 2016). In rivers where a significant portion of the streamflow is baseflow, this interaction can strongly influence the overall flow and degrade the functioning of river ecosystems (Johansen et al., 2011). Therefore, given the need to accurately capture these interactions to manage environmental flows, models integrating surface and groundwater processes are necessary, particularly in basins where groundwater dynamics dominate.

When one analyzes environmental flows, a model's temporal resolution becomes critical. A daily time step is often preferred for certain modeling scenarios, including exploring crucial water system interactions (Khatami et al., 2019) and simulating scenarios associated with water management operations (Perera et al., 2005). One of the essential requirements for applying hydrological methods in the present study was the availability of daily streamflow in a natural regime and with a significant length to represent variations in the fluvial ecosystem (IPH, 2008). Given the difficulties of working on a daily scale (John et al., 2021), considering alternatives, such as a monthly scale followed by disaggregation, is sometimes necessary to avoid the uncertainties of daily fluctuations (Verma, 2021). Similarly, the naturalization of flows may affect the distortion of natural hydrological behavior in the analyzed river (Książek et al., 2019). Estimating naturalized streamflow, which reflects historical natural hydrology free from human influence, is crucial for addressing various aspects of river basin management (Wurbs, 2021b). Therefore, hydrological modeling is necessary for water resources planning, as it is an essential tool for simulating the water cycle's natural regime and predicting catchment dynamics (McMillan, 2021). The soil and water assessment tool (SWAT) (Arnold et al., 1998) has gained global acceptance and has been subjected to rigorous testing in numerous studies over the past few years at the basin scale (Janjić and Tadić, 2023). Furthermore, the SWAT model has demonstrated its efficacy in simulating various historical scenarios related to environmental flow regimes. (Kennen et al., 2009; Zeiger and Hubbard, 2018; Kumar et al., 2022). This study employed an entirely restructured updated version of this software, SWAT+ (Bieger et al., 2017), considering one of its main disadvantages and limitations: the accurate and detailed representation of the surface processes of the basin, but a simplified and homogeneous hypothesis of the groundwater processes and storage in the aquifer system (Molina-Navarro et al., 2019) that can lead to inadequate model performance, particularly in watersheds where groundwater dynamics predominate (e.g., Yimer et al., 2023a; Molina-Navarro et al., 2016). To address these challenges, in the present study, we turned to the new coupled SWAT + gwflow model (Bailey et al., 2020) to assess the streamflow response.

In this context, this study aimed to provide a methodology for improving environmental flow estimation. This objective was accomplished using the SWAT + gwflow model, which advantageously offered a simulation of groundwater-surface water interactions in a physically based manner in a river basin directly into the SWAT + code (Bieger et al., 2017). It incorporates essential hydrological characteristics, including groundwater saturation excess flow and groundwater transfer to soils, when the water table is situated in the soil profile. Additional

interactions encompass recharge from the soil profile to the water table and surface-groundwater exchange through the streambed (Yimer et al., 2023b). SWAT + *gwflow* is particularly suitable for catchments with unconfined aquifers (Bailey et al., 2020, 2023). Similarly, we compared the daily scale performance of the standalone SWAT + versus the coupled SWAT + *gwflow* to establish the best fit for estimating watershed environmental indicators. Following the hypothesis proposed in Castellanos-Osorio et al. (2023), monthly-to-daily disaggregation techniques based on a daily flow pattern were also applied using the water rights analysis pack (WRAP) modeling system (Wurbs, 2021a) as an alternative to environmental flows estimation. The methodology is demonstrated in the headwaters of the Tagus River Basin in Spain (HTRB), where the definition of environmental flows is crucial and influential in national political decisions. This methodology enabled the comparison and reduction of uncertainties associated with the hydrological modeling of the natural regime, highlighting the need to combine surface and subsurface processes in watershed representation. The methodology also provides various options for studying and preserving natural ecosystems under threat from ongoing environmental degradation. However, this preservation can only be achieved if the methodology is correctly applied and appropriate decisions are made regarding ecosystem management.

2. Background of study area

The Tagus River, the longest river in the Iberian Peninsula, crosses approximately 67% of Spanish territory, with the remaining portion flowing through Portugal (Valerio et al., 2021). The Spanish portion of the Tagus River is characterized by the significant regulation of and pressure from its water resources (CHT, 2021), including the supply of several significant urban populations, the management of nuclear power plants and water transfers to the Mediterranean coast. The present study, focused on the headwaters of the Tagus River basin (HTRB),

specifically in the subbasin that represents the main tributary to the Entrepeñas reservoir in the municipality of Trillo (Guadalajara, Spain). The HTRB has a surface area of 3274 km² and is located in central Spain, between 41°2'N – 40°19'N latitude and 2°36'W – 1°26'W longitude (Fig. 1). It is a mountainous area, with altitude variations ranging from 724 to 1893 m above sea level. This orography significantly influences rainfall distribution (Durán, 2016), with a mean annual precipitation of 630 mm for 2000–2019. The mean annual temperature is around 12.2 °C. Weather variables with these characteristics define the study area as a Mediterranean climate, which is one of the predominant ones in Spain (AEMET, 2011). This climate is rated as Csa/Csb according to Köppen-Geiger classification (Kottek et al., 2006).

The three main land cover types in the study area are forest-mixed (41%), range-grasses (18%) and agriculture (14%), obtained from the Corine Land Cover map of 2018. Due to the different bedrock of its mountain systems, the HTRB is characterized by significant heterogeneity in its geology, in which the main hydrological processes may vary according to the different geological zones (Sánchez-Gómez et al., 2022). In this area, carbonate and detrital rocks predominate (about 62% and 30% respectively) (Fig. 2), so a high relevance of baseflow is expected. The main soil classes, extracted from the Digital Soil Open Land Map (DSOLMap) (López-Ballesteros et al., 2023), are Inceptisols (81%) and Alfisols (18%), with a predominant loam and clay texture (Soil Survey Staff, 2022). The region is strategically significant for water resources because it supplies the Tagus-Segura water transfer (Lorenzo-Lacruz et al., 2010). Water allocation to the Mediterranean region involves national-level political decisions and has been a source of territorial disputes, particularly during drought periods (Garrote et al., 2007).

3. Methodology

Fig. 3 shows the methodology employed in this work, which is based

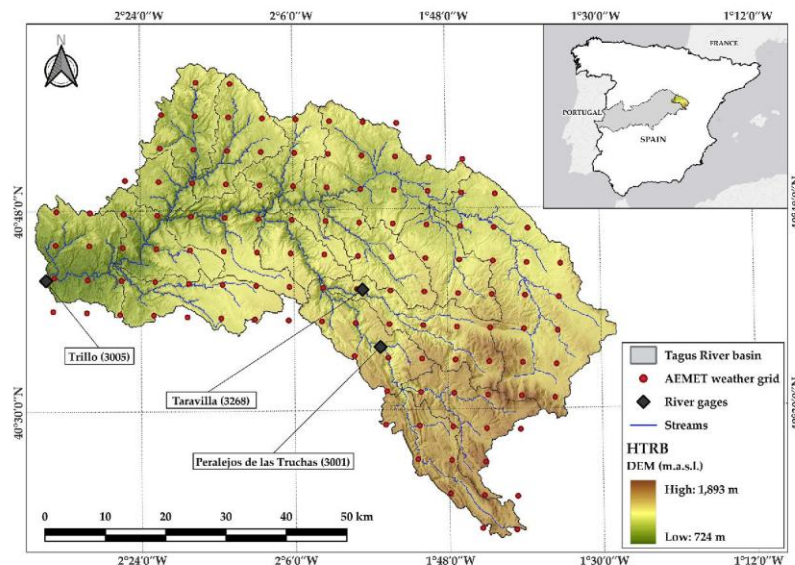


Fig. 1. Location, digital elevation model (DEM), river gauges and subbasin boundaries of the HTRB.

G. Castellanos Osorio et al.

Groundwater for Sustainable Development 29 (2025) 101426

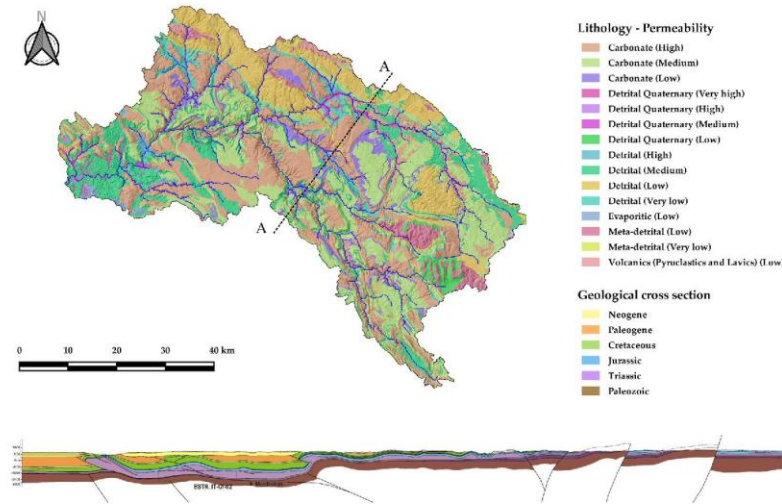


Fig. 2. Hydrogeological representation of the HTRB. Cross-sectional A-A view shows the geological zones (Spanish Geological Survey - IGME).

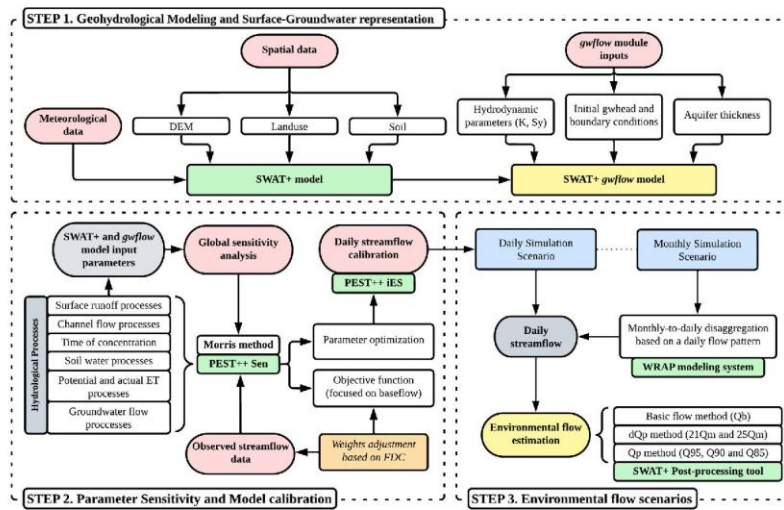


Fig. 3. Methodology flowchart.

on three main steps. First, hydrological modeling of the Tagus River headwaters basin was conducted using the SWAT + model with a subsequent coupling of the model with the new *gflow* subsurface module. The second step is based on conducting a global sensitivity analysis of parameters related to various hydrological processes in the SWAT+ and

SWAT + *gflow* models using the Morris screening method included in the PEST++ sensitivity module (White et al., 2020). Once the most sensitive parameters were determined, the models were calibrated and validated using an iterative ensemble smoother (IES) included in PEST++ (White, 2018) as a technique for uncertainty quantification and

parameter estimation, providing computational efficiency for a large number of parameters. In both processes, weights were assigned to observations to define their objective functions and emphasize the model's low flow. In the third and last step, environmental flows were estimated by applying hydrological methods using the SWAT + post-processing tool from the daily calibrated flow series obtained in Step 2. An extra daily streamflow from a monthly-to-daily disaggregation of a monthly simulation using the WRAP modeling system was also included.

3.1. SWAT + model description and setup

The soil and water assessment tool (SWAT) (Arnold et al., 1998) is a semi-distributed basin-scale hydrologic model widely used to simulate the impact of land use management practices on water quantity and quality in watersheds worldwide (Janjić and Tadić, 2023). The SWAT model applies the concept of hydrologic response units (HRU) to connect each subbasin's zones with the unique characteristics of slope class, land use and soil type (Neitsch et al., 2009). The water balance equation used in the SWAT is as follows:

$$SW_t = SW_0 + \sum (R_{day} - Q_{surf} - ET_a - W_{seep} - Q_{gw}),$$

where all of its components are related to the hydrological processes used for the production of the quantity of water available in the watershed. SW_t and SW_0 are the final and initial water content, respectively, at a given time (t) (days). Q_{surf} is the surface runoff produced by the precipitation on a given day (R_{day}). ET_a is the evapotranspiration, W_{seep} is the percolation and Q_{gw} is associated with the quantity of baseflow on a day (mm).

SWAT+ (Bieger et al., 2017), the most recent version of the SWAT model, represents a re-structuring of the original code that allows the user greater configuration flexibility and a realistic representation of watershed systems. SWAT is limited to the simulation of a single channel per subbasin. In contrast, the SWAT + model can simulate the movement of sediment, water and nutrients through various channels in a watershed landscape (Bailey et al., 2023). Hydrologic objects include HRUs, channels, aquifers, reservoirs, routing units and wetlands where users can specify how water, nutrients and sediment move from one object to another (Bieger et al., 2017). To separate upland and floodplain processes, SWAT + also works with the smaller-scale subdivisions of the subbasins: landscape units (LSUs).

The model input maps to construct the SWAT + model (Table 1) were prepared using the new MapSWAT tool (López-Ballesteros et al., 2024), which was integrated as a plug-in to the open-source quantum geographical information system (QGIS) interface and is connected with Google Earth Engine (GEE). The digital elevation map (DEM), used for estimating flow accumulation, has a resolution of 25 m per grid cell. In accordance with the Food and Agriculture Organization (FAO, 1980) criteria, the SWAT + model was constructed using three slope range groups, which were classified as follows: 0–8%, 8–30% and greater than 30%. The land use data were extracted from the Corine Land Cover of 2018. Finally, the soil property map was obtained from the new Digital Soil Open Land Map with finer spatial resolution (250 m), and a detailed soil profile divided into six soil horizons (López-Ballesteros et al., 2023).

To ensure the accuracy of the SWAT + model, it is necessary to input data pertaining to meteorological conditions, specifically the total precipitation experienced on a daily basis and the minimum and maximum temperatures recorded. It can be reasonably assumed that these variables may influence flow rate variations (Zaman et al., 2018). We obtained this data from the Spanish National Meteorological Agency (AEMET) grid with a 5-km spatial resolution from 1951 to 2021 (Senent-Aparicio et al., 2021a). The Hargreaves equation (Hargreaves, 1994) was used as potential evapotranspiration (PET) calculation method. Observed streamflow data were collected from the Spanish Hydrographical Studies Center (CEDEX). The following three gauging stations were used (Fig. 1): 3005 at Trillo, 3001 at Peralejos de las

Table 1
SWAT+ and SWAT + *gwflow* inputs.

	Data	Description	Source
SWAT+	Digital Elevation Map (DEM)	25 m spatial resolution map	Spanish National Geographic Institute (IGN)
	Streamflow gauging stations	3005: Trillo (flow pattern) 3001: Peralejos de las Truchas 3268: Taravilla	Spanish Hydrographical Studies Center (CEDEX)
	Land use map	100 m spatial resolution map	2018 Corine Land Cover Program (CLC2018) - Copernicus
	Soil properties map	250 m spatial resolution map and six soil horizons	Digital Soil Open Land Map (DSOLMap)
	Climate data	Precipitation, minimum and maximum temperature	Spanish National Meteorological Agency (AEMET)
<i>gwflow</i>	Aquifer thickness	Absolute depth to bedrock - 250 m spatial resolution	ISRIC - World Soil Information
	Permeability zones	Global aquifer permeability units - vector polygons	Global Hydrogeology MaPS (GLHYMPS)
	Groundwater head	Piezometric data - Vector points	Spanish Monitoring Network (Tagus River Basin District)

Truchas and 3268 at Taravilla. Trillo station, which is the downstream station, was used as the daily flow pattern (or "donor station") for the disaggregation technique used in this study's methodology.

3.2. SWAT + coupling with the *gwflow* module

The *gwflow* module (Bailey et al., 2020), a new groundwater subroutine for SWAT+, describes the spatial distribution of groundwater storage and flow in unconfined aquifers hydraulically linked to surface water features (channels, lakes and reservoirs). The model is discretized using a set of cells (Fig. 4a), with each cell representing a control volume of the aquifer for which groundwater storage, groundwater head and saturated thickness are computed using a water balance of groundwater inflows and outflows (Fig. 4c). Groundwater components include recharge from HRUs, lateral flow between cells, groundwater evapotranspiration (GWET), discharge to channels, channel seepage into the aquifer, pumping for either irrigation or municipal water supply, transfer to the HRU soil layers if the water table is within the soil profile and saturation excess flow if the water table reaches the ground surface. Based on the current storage at time n and the groundwater inflows and outflows for each grid cell (i, j), the *gwflow* module uses the groundwater storage equation to modify the amount of groundwater storage (V in m^3) for each grid cell at each time step (daily, from time n to time $n + 1$):

$$V_{ij}^{n+1} = V_{ij}^n + (sources_{ij}^n + sinks_{ij}^n \pm lateral\ flow_{ij}^n) (\tau^{n+1} - \tau^n)$$

where *sources* and *sinks* relate to groundwater inflows and outflows, and *lateral flow* reflects the Darcy flow between the cell and the four neighboring cells (west, east, north and south). Recharge and seepage (from streams and lakes) represent inflows, pumping, GWET, saturation excess flow to streams, groundwater discharge to lakes and tile drainage represents the outflows. This new *gwflow* module replaces the standard SWAT + groundwater module (*aquifer.aqu*) since one of its main limitations is the simulation of groundwater fluxes under the assumption of aquifers with homogeneous properties, excluding the exchange of water between neighboring aquifer systems (Abbas et al., 2024a).

Additional maps (Table 1) beyond those of the standard SWAT + model were necessary to build the SWAT + *gwflow* model. The

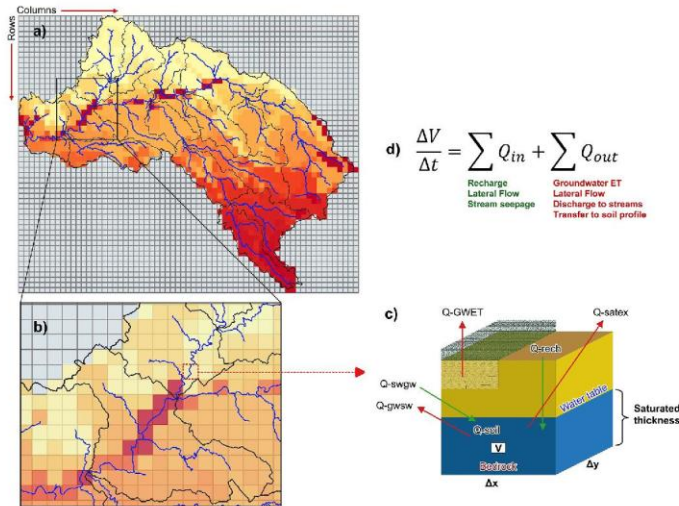


Fig. 4. Conceptual framework and computation method of the SWAT + *gwflow*. (a) Model grid cells, watershed and streams for the Upper Tagus River Basin; (b) zoomed-in section of channels and grid computation and (c) control volume for each cell to represent the system's (d) water balance.

MapSWAT tool allowed for obtaining maps of aquifer thickness and permeability zones from GEE in the study watershed. This dataset provided vertical distance to bedrock, hydraulic conductivity (K) and porosity (S_p) values for the initial model setup. Similarly, an interpolation was made based on the piezometric data of the wells distributed along the basin to define the initial groundwater head for all the active cells in the grid. In this study, the grid cell size for the HTRB was set at 500 m due to the larger spatial extension of the watershed. We note that the *gwflow* module is included in the official published SWAT + code.

3.3. Global sensitivity analysis

The SWAT + model, and in this case, SWAT + *gwflow*, has a large number of calibration parameters; thus, a prior selection process is necessary to avoid over-parameterization during model calibration (Arnold et al., 2012a). Therefore, we performed a sensitivity analysis to identify the impact of each parameter on the model streamflow using PEST++ (White et al., 2020). The sensitivity module of PEST++ (*pestpp-sen*) was used to employ the Morris screening method (Morris, 1991), also commonly known as the Elementarily Effects Test, that is a specialized randomized One-At-a-Time Global Sensitivity Analysis (GSA) approach which is effective for identifying significant variables in a model (Campolongo et al., 2007). This approach assumes that the variable most affecting output when the same relative amount modifies all other variables is the most significant (King and Perera, 2013).

In this study, adjusting the model's low flows was a major essential for the subsequent estimation of environmental flows, in which minimum flows are integral to their definition. To focus on this adjustment, we separated and classified the observed flow data into five groups based on their position in the flow duration curve (FDC) and their probability of exceedance (0–20%, 20–40%, 40–60%, 60–80% and 80–100%). From this approach, we were able to obtain the most sensitive parameters from the Morris screening method for each zone of the FDC, identifying the parameters controlling the low flows of the model

with greater precision. We performed this sensitivity analysis for the calibration period (2000–2009) with a five-year warm-up period (1995–1999).

3.4. Calibration, testing and model evaluation criteria

A calibration process is necessary to minimize the uncertainty of the parameters (Arnold *et al.*, 2012b) that comprise the SWAT+ and SWAT + *gwflow* models. In this study we employed an iterative ensemble smoother (IES) method for parameter estimation and calibration process using the software *pestpp*-ies included in PEST++ (White, 2018). The IES method, introduced by Chen and Oliver (2013), enables the estimation of both prior and posterior uncertainty of model parameters within defined calibration ranges. This approach is based on the original ensemble kalman filter (EnKF) (Evensen, 1994). The EnKF is a data assimilation technique leveraging correlations between state variables and measurements to incorporate observed data into model predictions. This approach emphasizes the variability and possible range of outcomes due to model structure, initial conditions and parameters uncertainties before the integrating data (Abbas *et al.*, 2024a).

Regarding the objective function, parameter estimation software (PEST) is based on reducing the squared differences between the observed and model-simulated flows. As we did during the sensitive analysis, we focused the calibration on the model's low flows. To do so, we modified the objective function by manually altering the influence of the observed peak and low flows. Based again on the FDC and quantiles, we assigned greater weights to the low flows (Q80%) and reduced weights as the quantiles decreased. Thus, we ensured that the peaks' dominant values did not bias the model, and that the parameter estimation resulted in a balanced reproduction of the model streamflow with higher accuracy in the lowest part of the hydrograph. It is important to note that in this study we focused on the improvement of low flows because they are essential to environmental flows. However, emphasizing on the different types of flow varies according to the

objectives or the hydrological problems of each study area, such as climate and land use change, or the prediction of extreme events, such as floods and droughts events, for river management (Pfannerstill et al., 2014). For example, peak flows (below Q20%) are critical for flood risk management, while mid-range flows (between Q40%–Q60%) may be priorities in water supply planning.

Pestpp-ies automatic calibration was performed from 1995 to 2009 using the first 5 years as warm-up period (10 years for the calibration period) in the downstream Trillo-3005 gauging station (See Fig. 1). This step was executed for three iterations of the iterative ensemble smoother algorithm and 500 realizations (i.e. 2096 model runs). For testing, we used the following 10 years of available data (2010–2019) in the two river upstream gauges (Taravilla-3268 and Peralejos de las truchas-3001) and in the objective gauge for calibration downstream. To calibrate the streamflow response in the watershed we included parameters emphasizing the main hydrological processes: surface runoff, potential and actual evapotranspiration, soil water storage, time of concentration, channel and groundwater flow. To evaluate model performance, the Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) (Nash and Sutcliffe, 1970), the percent bias (PBIAS), the Kling-Gupta efficiency (KGE) (Gupta et al., 2009), and the coefficient of determination (R^2) were used as indicators to measure the accuracy of the flow series, following the criteria proposed by Moriasi et al. (2015). We also included the Nash-Sutcliffe logarithm (LnNSE) as a statistic to improve low flows performance interpretation and to avoid the uncertainty produced by peak values (Krause et al., 2005). This parameter's transformation has been employed in previous studies with similar objectives (Castellanos-Osorio et al., 2023).

3.5. Monthly streamflow disaggregation based on a daily flow pattern

The disaggregation of monthly flow data to a daily scale is critical for accurately assessing environmental flows, as many ecological processes and water management decisions depend on daily flow variability (Slaughter et al., 2015). While monthly data may be sufficient for general water resource planning, they often lack the temporal resolution to capture critical ecological events, affected by daily flow variability (Kim, 2015). Access to daily hydrological data can be valuable for water resource planning efforts (John et al., 2021). This, in turn, broadens the scope for using the model data in a multitude of potential applications. Thus, the disaggregation of monthly SWAT + output to a daily scale is a fundamental step in exploring alternatives in the study of environmental flows (Castellanos-Osorio et al., 2023). The water rights analysis pack (WRAP) modeling system (Wurbs, 2021a), which has been employed in many studies (e.g., Verma, 2021; Wurbs, 2021b) to simulate an array of water-use planning scenarios, was utilized in this study to disaggregate naturalized monthly flows into daily flows. The software is available for free download on the Texas A&M University website.

The daily simulation program SIMD (Wurbs, 2021a), included in the WRAP modeling system, was used. This module includes all the modeling features of the monthly time step module (the SIM program), as well as a number of additional significant features made possible by disaggregating to a daily time scale. Streamflow on a monthly scale is processed and disaggregated by the SIMD module according to one of the four possible disaggregation techniques that users specified. Uniform distribution is the first and the simplest method, where monthly flow is divided evenly across the number of days in the month. Linear interpolation, the second method, connects daily flows at the beginning, middle, and end of each month using splines, producing smoother sequences but often unrealistic daily flow variations. The third method, adjustment based on variability, refines the linear interpolation by incorporating daily flow variation patterns and adjusting the daily flow volumes accordingly. Finally, the fourth method, replicating a daily flow pattern, is most often recommended and uses a pre-existing daily flow series as input. Monthly volumes are proportionally distributed based on the ratio of the daily flow pattern to its monthly total.

In this study, the flow pattern replication technique (4), the most

realistic approach for relying daily flow data from an existing gauging station, was employed for disaggregate the monthly flows of the SWAT + model. This technique is the one recommended by default in the SIMD program and has shown good results in related studies with similar topics (Castellanos-Osorio et al., 2023) when compared with the other three methods. Using this approach, the monthly flow volumes were disaggregated to the daily step including an extra input of the daily flow pattern in the SIMD setup window. In the present study, we used the downstream station (Trillo-3005) as daily flow pattern or “donor station” to disaggregate the other two upstream stations (See Fig. 1). The Trillo station provides the main contribution of the HTRB, thus, it was selected as a flow pattern to represent the entire basin's general behavior.

3.6. Environmental flow estimation

Hydrological methods are among the most common ways of estimating environmental flows. They are based on the idea that hydrological conditions reflect ecological demands (Książek et al., 2019). In accordance with daily time series, they are considered the most appropriate for water resources planning because they are the simplest and most direct methods for environmental flow estimation (Senent-Aparicio et al., 2021b). This study applied the hydrological methods recommended by the Spanish Hydrological Planning Instruction (IPH, 2008), which are defined below. These indicators are included in the SWAT + post-processing tool, in the QSWAT + interface in Step 4 after model building and simulation. More detailed information about the tool's functionality can be found in Senent-Aparicio et al. (2021b).

3.6.1. Basic flow method (Qb)

Proposed and established in Spain by Palau and Alcázar (2012), the basic flow method determines the minimum flow that should exist in a river. Several studies have tested this method (Efstratiadis et al., 2014; Asadi et al., 2024), which is significant to Spanish hydrological planning. This method applies the moving averages for a specific interval in which uninterrupted daily flow data are available, ranging from 1 to 100 values. The use of 100 days is justified by the need to include the periods in which the lowest flows occur annually, represented by the water levels observed during the summer months. Therefore, this would comprehensively represent the daily flow rates over slightly more than three months (Camargos et al., 2018). The final Qb value will be the average of the Qb value of each year. In this case, we used the most recent 20 years of data (2000–2019) as the Spanish planning instruction recommended.

3.6.2. Methods based on moving averages (dQp)

The fundamental principle underlying these methodologies is the calculation of the mean flow rates over a specified duration (days) that are not exceeded within a given probability (percentiles) of years. Likewise, Baeza Sanz and García de Jalón (2005) proposed a methodology in which percentiles are not sorted and the mean values are considered: 25Qm methodology. Like the previous method, this method uses the moving averages of the 25 consecutive days of each year of study, choosing the lowest value. The series will be, at least, of the same size as the selected study years and represents the environmental flow, as determined by the arithmetic mean. Notably, the mean rather than the percentile is used. In this study, we estimate the 25Qm and 21Qm indicators, which are the most widely used in Spain.

3.6.3. Methods based on percentiles (Qp)

These methods focus on the analysis of the frequency of the series., which is approached through the analysis of percentiles associated with the daily flow duration curve (FDC). To relate it to the two previous methods, in this case the moving average would correspond to a specific day (1 day) associated with a probability Q of non-exceedance p. The most common percentiles are the 95th and 90th percentiles (Efstratiadis

G. Castellanos-Osorio et al.

Groundwater for Sustainable Development 29 (2025) 101426

et al., 2014). In the present study, we have included the Q95, Q90 and Q85 percentiles, which are also used in the Tagus River Basin Management Plan.

4. Results and discussion

4.1. Sensitivity analysis

The results of the Morris screening method for parameter influence conducted for the HTRB are shown in Fig. 5. These results were used to select the most sensitive parameters in both base SWAT+ and coupled SWAT + *gwflow*, before the calibration process. Based on the position of the parameters within the scatter plot, relating its mean sensitivity (μ^*) and its deviation (σ), we were able to determine the most influential hydrological processes throughout the study watershed. According to Morris (1991), parameters with relatively small values of both μ^* and σ are characterized by non-influential effects. These low values indicate that the parameters have an insignificant effect on the overall model output. These non-influential parameters are typically clustered closer to the origin. However, depending on μ^* and σ relative values, the interaction or effect of the parameters could vary linearly or non-linearly. Large values of μ^* and small values of σ indicate that for the perturbations in the parameter space, the magnitude of the impact itself is consistently significant, while the variety of elementary effects is minimal. The opposite case occurs when we have small values of μ^* and large values of σ , where the effect is seemingly small but the variation of the effect is large. The magnitude of the effect may vary based on the other parameter values at which the model is assessed. This approach was conducted qualitatively, presenting a standard parameter classification based on a visual assessment of elementary effect statistics (Vitullo et al., 2023).

Sensitivity analysis reveals that for the standalone SWAT + scenario the most influential groups are the aquifer, soil and hydrology and evapotranspiration processes. The recharge to deep aquifer (*rchg.dp*) and depth from mid-slope surface to bottom of aquifer (*dep.bot*) were the most sensitive aquifer parameters, highlighting the influence and need to represent in a more accurate way the groundwater processes in continental Mediterranean basins (Senent-Aparicio et al., 2021c). In the same way, both models were strongly influenced by parameters related to hydrological processes, mainly the potential and actual evapotranspiration components (*esco*, *epco* and *can.max*), which was to be expected in Mediterranean climate with high evapotranspiration rates (Molina-Navarro et al., 2014). The percolation coefficient (*perco*), which is a coefficient that allows adjusting soil moisture for percolation to occur, was sensitive in both cases. This makes sense in watersheds where groundwater processes are dominant (Yimer et al., 2023a). In keeping with the soil processes group, soil available water capacity (*awc*) was sensitive in common model classes. For the *gwflow* case, surface runoff lag coefficient (*surq.lag*), related with the time of concentration, and Manning's *n* (*ch.n*) for channel processes, were sensitive to streamflow response. The significant influence of streambed and aquifer hydraulic conductivity (*bed.k* and *kaqu*), and aquifer specific yield (*syau*), highlighted their potential impact on groundwater-channel exchange and water table gradients (Abbas et al., 2024b).

4.2. SWAT+ and SWAT + *gwflow* model performance

4.2.1. Calibration and validation

Table 2 presents the calibrated parameter values for both SWAT+ and SWAT + *gwflow*. Highlighting the variability of the values obtained in the calibration due to the different interactions and construction of the two models (Yimer et al., 2023a), although the values typically follow the same trend. The plant uptake compensation factor (*epco*) and the soil evaporation compensation factor (*esco*) showed a reduction with respect to their default values in both cases, resulting in an increase in

the model's evapotranspiration. Other studies in the upper Tagus employed similar values for *esco* and *epco* (Molina-Navarro et al., 2014; Castellanos-Osorio et al., 2023). The extensive vegetation covering the study area may explain to the observed increase in the maximum canopy storage (*can.max*) value. Similarly, the available water capacity (*awc*) of the soil layer increased in all soils, indicating a reduction in the water movement through soil profiles (Qiu et al., 2012). The infiltration process was reduced because of the decrease in Manning's roughness value (*ch.n*). This contributes to further groundwater entering and remaining in the main river channel (Abbas et al., 2024a). The increase in the surface runoff lag time (*surq.lag*) regarding to the default value indicated a decrease in available temporary storage (Neitsch et al., 2002), directly affecting the time of concentration of the basin. Regarding to groundwater processes, the recharge to the deep aquifer (*rchg.dp*) in SWAT + reached a value close to 0, which means a very low water loss to an eventual deep aquifer and matching with the hydrogeological configuration of the study area. Likewise, the value obtained for the baseflow recession constant (*alpha.bf*) is very similar to those used in the work of Molina-Navarro et al. (2014) in areas close to the study area. This parameter serves as a direct indicator of groundwater flow response to recharge variations, and the calibrated value ranging from 0.1 to 0.3 suggests that the catchment exhibits a slow response to recharge (Smedema and Rycroft, 1983). However, in SWAT + *gwflow* the groundwater contribution to streamflow was directly influenced by the aquifer hydraulic (*kaqu*) conductivity and specific yield (*syau*), whose value adjustment allows for controlling the fluctuation of groundwater levels due to a change in groundwater storage (Bailey et al., 2023). The increase in streambed hydraulic conductivity (*bed.k*) is attributed to the relatively shallow groundwater levels compared to the ground surface and channel elevation (Abbas et al., 2024b), directly affecting the surface-groundwater exchange and baseflow.

Fig. 6 shows the daily statistical values and graphical performance of both models for the calibration (2000–2009) and testing (2010–2019) period in the downstream gauging station (Trillo-3005). In this case, a simple visual inspection indicated that the coupled model improved the reproduction of the observed flows, showing higher accuracy in simulated peaks and baseflow. According to Moriasi et al. (2015) criteria, the SWAT + *gwflow* scenario performed very good for the calibration period, with a NSE value of 0.86 and a PBIAS value very close to 0%. In contrast, statistical values for the standalone SWAT + showed a satisfactory performance with a NSE of 0.57 and a PBIAS around 15%. With SWAT + *gwflow* simulation, the good performance remained stable for the remainder of the simulation period, while the standalone model was still satisfactory despite showing a slight worsening in model volumes with an increase in the PBIAS value. Furthermore, KGE performance was identified as satisfactory based on Kouchi et al.'s (2017) criteria, with values above 0.50 in both cases for the simulation period, even surpassing 0.85 in some cases for the *gwflow* module. Finally, we evaluated the LnNSE indicator with additional emphasis to determine the low-flows model performance, as it is fundamental to the objectives of the present study. Despite the good statistical results for both cases, an underestimation of the low flows of the SWAT + model is observed for most of the simulation period. Dagupati et al. (2015) determined that this visual analysis between simulated and observed streamflows was crucial for two reasons. Firstly, relying solely on metric values to assess the model may be deceptive, leading to the generation of scenarios that may appear statistically satisfactory but lack realism in terms of the desired outcomes. Secondly, the incorporation of visual analysis allows to provide a more thorough assessment of the model's performance. For this statistical indicator (LnNSE), the SWAT + *gwflow* model showed very good performance with values of 0.87 and 0.84 for the calibration and testing period, and a trend of low flows similar to those observed. Furthermore, for SWAT + *gwflow* model validation, the same statistical values were calculated for the upstream stations. Daily performance for station 3001-Peralejos de las Truchas showed a very good fit compared to the observed flows, reaching NSE values of 0.79 and 0.75 and PBIAS

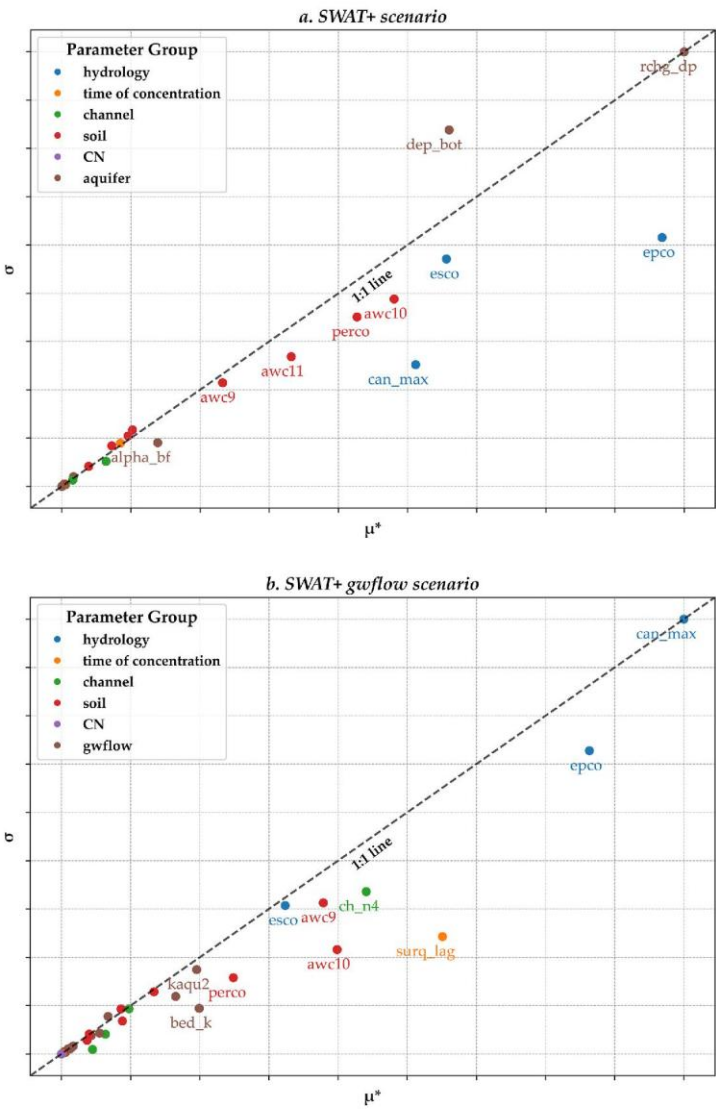


Fig. 5. Parameter sensitivity analysis based on the Morris screening method for a) standalone SWAT+ and (b) SWAT + gwflow in the Upper Tagus River Basin. μ^* represents the mean sensitivity and σ the standard deviation of sensitivity. Each color represents a different hydrologic process.

G. Castellanos Osorio et al.

Groundwater for Sustainable Development 29 (2025) 101426

Table 2
Selected parameters and calibration values for the SWAT+ and SWAT + *gwflow* models.

Hydrologic Process	Parameter	Description	Fitted value	
			SWAT+	SWAT + <i>gwflow</i>
Potential and actual ET	epco	Plant uptake compensation factor	0.1833	0.0481
	esco	Soil evaporation compensation factor	0.6681	0.5542
	can_max	Maximum canopy storage (mmH ₂ O)	2.4667	21.8434
Soil	awc # (3 classes)	Available water capacity of the soil layer (mmH ₂ O/mm soil)	3.87–18.08%	9.65–11.42%
	perco	Percolation coefficient	0.17	0.36
Channel flow	ch_n # (1 class)	Manning's "n" for the main channel	–	0.018
Time of concentration	surq_lag	Surface runoff lag time (days)	–	21
Aquifer	rchg_dp	Recharge to the deep aquifer (percolation factor)	0.0431	–
	dep_bot	Depth from mid-slope surface to bottom of aquifer	10.956	–
Groundwater flow	alpha_bf	Alpha factor for groundwater recession curve	0.2559	–
	bed_K	Streambed hydraulic conductivity (m/day)	–	1.5e ⁻⁴
	Kaqu # (1 class)	Aquifer hydraulic conductivity for a specific zone (m/day)	–	1.65
	Syagu # (1 class)	Aquifer specific yield for a specific zone	–	0.18

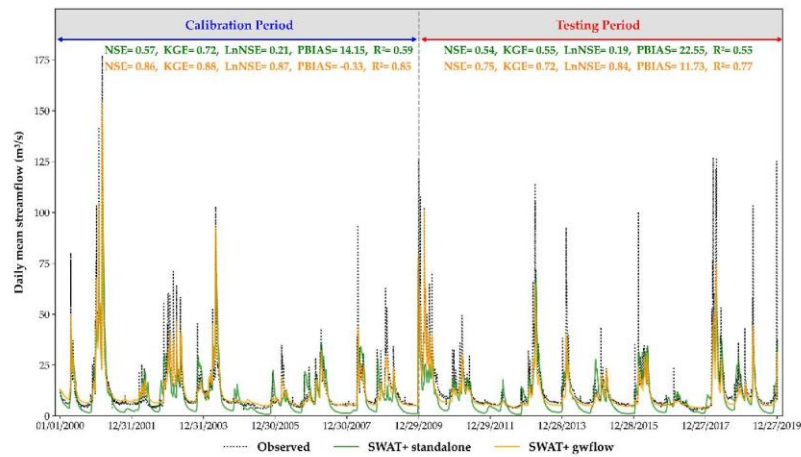


Fig. 6. Daily observed and simulated streamflow for standalone SWAT+ (green) and SWAT + *gwflow* (orange) in the downstream station (Trillo-3005).

between –4% and 13% for the calibration and testing periods. As for low flows, the LnNSE values for this station were 0.82 and 0.73, and the KGE was higher than 0.80 in all cases. Finally, the station 3268-Taravilla performance was satisfactory according to Moriasi et al. (2015), slightly worsening in the statistical indicators (NSE values of 0.59 and 0.51 and PBIAS around –17%) but corresponding to the same visual trend of the observed flow rates. The LnNSE values were 0.56 and 0.49, and the KGE ranged from 0.61 to 0.65, maintaining a satisfactory fit of the model's mean and low-flows.

4.2.2. Water balance

Fig. 7 displays the monthly hydrologic processes in the upper Tagus watershed for the simulation period (2000–2019). Plot (a) shows the entire watershed system from the surface processes and (b) from the aquifer and groundwater systems. Positive values refer to system inputs, mainly precipitation and boundary inflows in the surface water balance and recharge in the groundwater balance. In contrast, system outputs are represented by negative values, including surface ET, surface runoff and soil lateral flow, with the latter two contributing to streamflow. The seasonal pattern revealed by the inflows and outflows makes sense for the overall watershed balance. Similarly, as a highly groundwater-

dominated catchment, a significant portion of the total water yield produced is soil lateral flow, originating from groundwater (Fig. 6b) in areas of shallow groundwater levels, with its volume an significantly contributing to streamflow. Molina-Navarro et al. (2014) also highlighted the importance of the lateral flow component in a basin geographically close to the current study area. In the same way, the slopes of the studied watershed (higher than 8% in about 65% of the basin) also contribute to the importance of the lateral flow increase as established by Samper et al. (2011). In general, soil lateral soil flow serves as a pathway for groundwater to reach the stream network, which and can be considered part of the baseflow (Yimer et al., 2023a).

4.3. Environmental flow estimation

Once the SWAT+ and SWAT + *gwflow* were calibrated, the daily flow series from these models were used to estimate environmental flows. The daily simulations of these models correspond to scenarios (a) and (c). Regarding scenario (b), we used the flow rates from a monthly simulation as input to the WRAP model to extract an extra daily flow series from disaggregation based on a daily flow pattern. Obtaining daily streamflow from monthly-to-daily disaggregation techniques as an

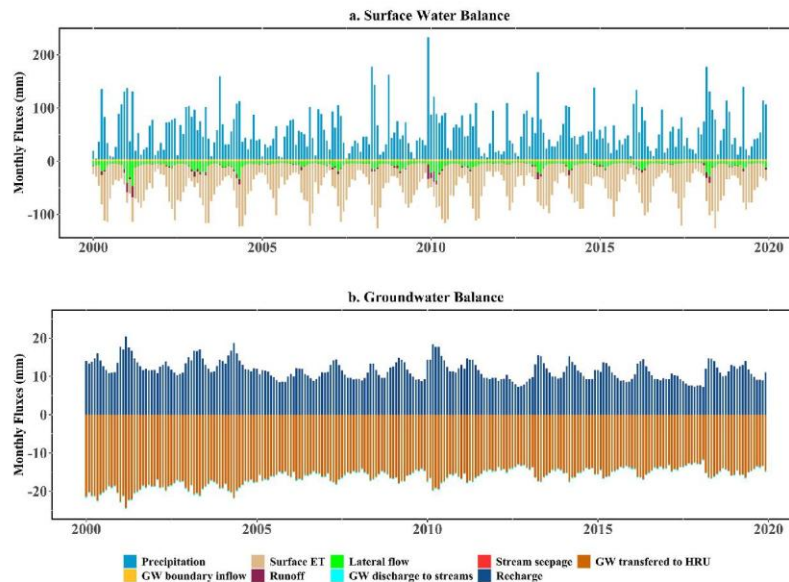


Fig. 7. Monthly (a) surface water fluxes and (b) groundwater fluxes for the simulation period 2000–2019 in the HTRB.

alternative for environmental flow estimation provides continuity for the hypotheses proposed by Castellanos-Osorio et al. (2023), allowing for analysis of the uncertainty associated with the flow series employed to calculate environmental flows. In relation to this, Fig. 8 shows the differences found according to the series of daily flow rates used (a, b or c), highlighting the necessity of effectively reproducing the minimum flows for the aforementioned objectives. Each hydrograph includes a zoomed-in window to show a specific period, allowing for a detailed comparison between the calibrated and observed flows at one of the upstream validation stations (3001-Peralejos de las Truchas). A simple visual inspection revealed the differences for each of the three compared scenarios, with green highlighting. Daily simulation from the standalone SWAT+ (a) shows a general alignment with the observed data, particularly during mean and high flow events. However, discrepancies are evident during low flow periods, as the significant amount of green area indicates. The zoomed-in section reveals that the model often underestimated baseflow, possibly due to the parameterization of the model or its inherent limitations in accurately capturing low flow dynamics (Yinner et al., 2023b). The disaggregated SWAT+ scenario (b) demonstrated better performance in simulating low flows than the daily simulation scenario (a). The green shaded area is narrower, indicating a decrease in uncertainty and an improvement in model timing. The zoomed-in window shows a closer match between observed and simulated flows during low flow periods, suggesting that the disaggregation approach enhanced the model's capacity to capture baseflow variations more accurately (Castellanos-Osorio et al., 2023) than the previous scenario. Finally, coupled SWAT+ *gwflow* (c) exhibited the best performance among the three scenarios in simulating peak flows and baseflow. The discrepancies, indicated by the green shaded area, are minimal, and the zoomed-in section highlights a strong concordance between observed and simulated flows. The ability of the *gwflow* module to integrate groundwater flow dynamics significantly improves its

accuracy in representing baseflow conditions (Bailey et al., 2023).

Environmental flow indicators were calculated for the downstream (3005-Trillo) and upstream (3001-Peralejos de las Truchas and 3268-Taravilla) stations from the daily streamflow data of the three proposed scenarios using the SWAT+ post-processing tool. Table 3 shows the variations of the environmental flow indicators in % calculated with simulated flows related with those calculated with the observed flows. Station 3005-Trillo had indicator values only for scenarios (a) and (c), corresponding to the daily simulations of the SWAT+ and SWAT+ *gwflow* models, since the monthly-to-daily disaggregation scenario (b) provided the daily flow pattern (donor station) for the upstream stations. In general terms, the standalone SWAT+ scenario (a) showed an underestimation of low flows at all stations, generalizing the associated uncertainty shown in Fig. 8. This underestimation, quantitatively, ranged from 46% to 58% at the downstream station and is around 50% and 40% for stations 3001 and 3268, respectively. In any case, despite showing satisfactory results in the overall model performance, the standalone SWAT+ daily flows showed a marked deterioration in the environmental indicators, which are directly associated with low flow rates. When we applied flow pattern-based disaggregation techniques to SWAT+ monthly flow rates (b), we observed that the relative difference of the indicators was reduced, even by half for some indicators, for both upstream stations. The indicator that best reflected this improvement was the basic flow (Qb), which, based on the 100-day moving average, allowed for highlighting the low flow performance by considering the seasonal component (Palau and Alcázar, 2012). Overall, station 3268-Taravilla was most positively affected by the disaggregation based on the 3005-Trillo daily flow pattern. Finally, the best performance associated with the environmental indicators was shown in the third scenario associated with the SWAT+ *gwflow* daily flows (c). The improved representation and parameterization of the groundwater component is directly reflected in the reproduction of the model

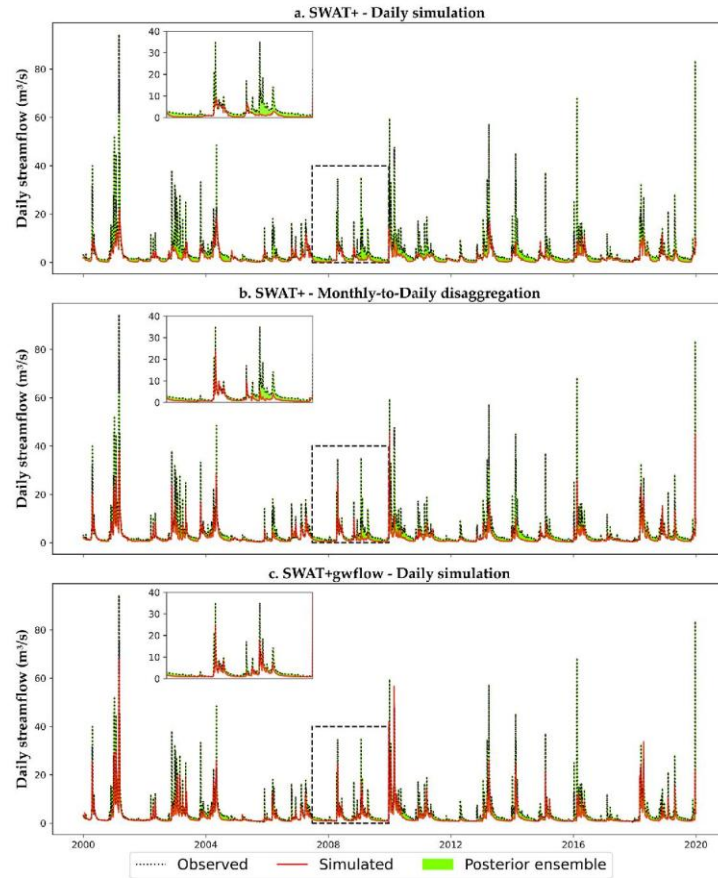


Fig. 8. Daily observed and simulated streamflow for (a) SWAT+ and (c) SWAT + *gwflow* posterior ensemble at station 3001-Peralejos de las Truchas. Monthly-to-Daily disaggregation from a daily flow pattern (3005-Trillo) is shown in (b).

Table 3

Relative variation (%) of simulated environmental flow indicators with respect to observations in the downstream and upstream stations. Scenarios (a) and (c) correspond to daily standalone SWAT+ and SWAT + *gwflow*, respectively. Scenario (b) corresponds to monthly standalone SWAT + disaggregated.

Station	Scenario	Qb	Q95	Q90	Q85	25Qm	21Qm
3005 (Trillo)	(a)	-46.33	-58.74	-57.36	-55.28	-57.38	-56.40
	(c)	-8.04	-13.07	-11.84	-10.12	-14.11	-13.86
3001 (Peralejos de las Truchas)	(a)	-52.46	-54.05	-53.64	-51.45	-49.74	-49.69
	(b)	-28.12	-30.26	-32.73	-30.85	-22.86	-22.28
	(c)	-6.86	-6.05	-9.27	-11.73	-10.95	-9.61
3268 (Taravilla)	(a)	-41.02	-42.50	-42.12	-41.65	-46.08	-46.21
	(b)	-7.81	+26.04	+16.67	+11.47	+1.40	+1.06
	(c)	-1.02	+4.90	+3.92	+2.15	+2.45	+2.82

baseflow. The accuracy in low and maintenance flows significantly reduced the discrepancy in the calculation of environmental indicators, reaching values closest to zero for most of them across all three gauging stations. The underestimation observed in the other scenarios was significantly reduced, even showing a slight underestimation at the upstream station 3268-Taravilla, where the average flows were considerably lower than those of the other two stations.

Adjusting weights during the model calibration was crucial for reducing uncertainty in environmental indicators estimation. This approach, combined with a higher valuation of low flows, allowed for greater accuracy in baseflow conditions. This improvement, mainly for the SWAT + *gwflow* scenario, can be seen in the flow duration curves (FDC) shown in Fig. 9. To consider a complete analysis hydrograph's high and low flow phases, we divided the flow duration curve into five segments based on the flow exceedance probability (Qp%) (U.S. Environmental Protection Agency, 2007). Previous studies have performed this characterization in zones for a more detailed analysis of the simulated flow behavior (Jimeno-Sáez et al., 2018; Pfannerstill et al., 2014). In this study, we considered flows greater than Q10% as high flow, between Q10% and Q40% as moist conditions, between Q40% and Q60% as medium flow, between Q60% and Q90% as dry conditions, and finally, flows smaller than Q90% as low flow. We have also identified the percentiles 85, 90 and 95 (in red) in the figure. We used them as environmental flow indicators in Table 3 to observe performance in that range. The standalone SWAT + model (green) exhibited limitations in simulating streamflow in different flow conditions.

Despite showing a good representation of the flow rates in high flow and wet conditions, the standalone SWAT + model revealed a higher deviation from medium to low flow conditions. This discrepancy justifies the underestimation of environmental flows based on percentiles, and the model's deficit in simplified representations of hydrological processes during these low flow conditions. In contrast, the SWAT + *gwflow* coupled model (orange) revealed consistent improvement and satisfactory performance across the five zones. The enhanced representation of groundwater processes allowed the model to reproduce a better behavior of the HTRB, mainly in low flow and drought conditions. In observing the trend of the coupled model's curve, we expected this scenario's would show the smallest deviations when estimating environmental flows, highlighting the significant improvement over the single SWAT + model, daily and monthly disaggregated, under the same conditions.

4.4. Drawbacks and future research

SWAT + *gwflow* offers a valuable tool for simulating groundwater-surface water interactions, outperforming the standalone SWAT + in all respects according to this study's objectives; however, its application has requirements. One of the main challenges was the need for piezometric data to better define the initial boundary conditions and comprehensive geohydrological information on the study area, which could vary significantly. An accurate simulation of the hydrology depends on this data. Disaggregation techniques also require a daily streamflow pattern ("donor station") with sufficient data length, which is not always available. If available, it can be useful for simulating scenarios in non-gauged basins. Another potential handicap is the computational demand these coupled models mainly require for their calibration and simulating scenarios. The extension of the watershed and the number of parameters directly chosen influenced the latter, making prior optimization of the study area essential to expedite the model processes. However, despite these challenges, SWAT + *gwflow* proved highly effective in this study and thus has the potential for numerous applications. Future research could explore its use in regional water management scenarios, following the methodology applied to Mediterranean basins analyzed in this work, such as simulating the impact of agricultural practices, assessing climate change scenarios and investigating the hydrological responses to land use changes or extreme events. These applications demonstrate the model's flexibility and utility in hydrological research and planning.

5. Conclusions

Overall, this study highlights the significance of coupling surface and groundwater models to improve the accuracy of the reproductions of a basin's hydrological regime. This is particularly crucial in highly regulated rivers, where a detailed understanding of geohydrological processes is necessary for sustainable water management and environmental conservation. The development and application of tools, such as SWAT + *gwflow*, can provide a realistic basis for assessing environmental flows and long-term hydrological representation. We concluded the following from the results.

- The coupled SWAT + *gwflow* model demonstrated significant improvements over the standalone SWAT + model in estimating

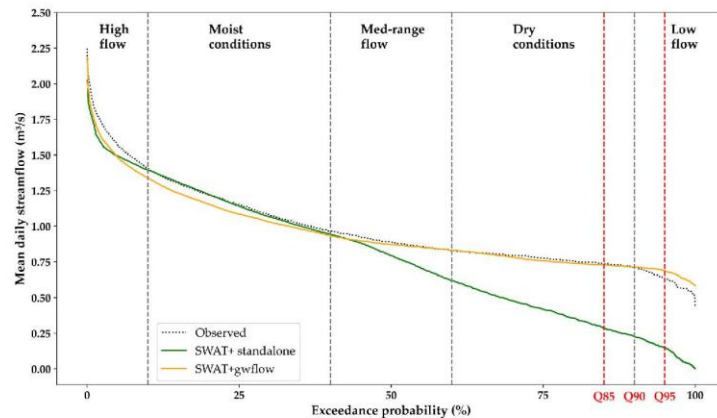


Fig. 9. Comparison of estimated daily streamflow from SWAT+, SWAT + *gwflow*, and observed data at downstream 3005-Trillo station.

G. Castellanos-Osorio et al.

Groundwater for Sustainable Development 29 (2025) 101426

environmental flows, particularly in low flow conditions. This coupling enhanced the representation of surface–groundwater interactions, effectively capturing groundwater contributions. The SWAT + *gwflow* model was especially suited for basins with complex hydrological regimes where groundwater is crucial, making it a reliable, accurate tool for daily flow simulation and environmental flow management.

- The sensitivity analysis and calibration approach, with its focus on low flows, was essential for reducing model uncertainty and improving performance in environmental flow estimation. By prioritizing the Q80 streamflow in the calibration process, the results showed that parameter sensitivity was effectively captured, enhancing the estimation of low flow-related environmental indicators. This enhancement was particularly evident in the SWAT + *gwflow* scenario, which benefited most from these adjustments, resulting in improved model accuracy.
- Even after automatic calibration and applying monthly-to-daily flow disaggregation methods, the standalone SWAT + model struggled to simulate low flows in the HTRB accurately. While disaggregation improved the fit of low flows, this method had limitations, notably due to the need for accurate daily-scale data from donor stations representing the broader watershed's behavior. This introduces uncertainties, highlighting the challenges of adjusting a model that does not consider groundwater contributions in a basin where such processes dominate.
- The coupled SWAT + *gwflow* model exhibited superior accuracy across the hydrograph, capturing high, medium and low flow conditions with greater precision than the standalone model. Including groundwater dynamics through the *gwflow* module significantly improved the baseflow simulation, resulting in a realistic representation of the basin's water balance. Thus, the SWAT + *gwflow* model is a powerful tool not only for environmental flow estimation but also for hydrological planning and decision-making in basins where groundwater processes are critical.

CRedit authorship contribution statement

Gerardo Castellanos-Osorio: Writing – original draft, Methodology, Conceptualization. **Salam A. Abbas:** Validation, Methodology, Formal analysis. **Eugenio Molina-Navarro:** Writing – review & editing, Supervision. **Ryan T. Bailey:** Writing – review & editing, Supervision. **Javier Senent-Aparicio:** Writing – review & editing, Supervision, Funding acquisition, Conceptualization.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Data availability

Data will be made available on request.

References

- Abbas, S.A., Bailey, R.T., White, J.T., Arnold, J.G., White, M.J., Čerčaskova, N., Gao, J., 2024a. A framework for parameter estimation, sensitivity analysis, and uncertainty analysis for holistic hydrologic modeling using SWAT+. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 28, 21–48. <https://doi.org/10.5194/hess-28-21-2024>.
- Abbas, S.A., Bailey, R.T., Almahawis, M.K., White, J.T., Arnold, J.G., White, M.J., 2024b. Calibration guide for watershed modeling with distributed groundwater modeling: application for the SWAT+ model. *Hydrol. Sci. J.* <https://doi.org/10.1080/02626667.2024.2393414>.
- Acreman, M.C., Dunbar, M.J., 2004. Methods for defining environmental river flow requirements: a review. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 8, 861–876. <https://doi.org/10.5194/hess-8-861-2004>.

- AEMET, 2011. Iberian climate atlas. AEMET. Ministerio de Medio Ambiente y Rural y Marino, Spain. https://www.aemet.es/es/conocernos/recursos/en_linea/publicaciones_y_estudios/publicaciones/detalles/Atlas-climatologico.
- Aliyari, F., Bailey, R.T., Tasdighi, A., Dozier, A., Arabi, M., Zeller, K., 2019. Coupled SWAT-MODFLOW model for large-scale mixed agro-urban river basins. *Environ. Model. Softw.* 115, 200–210. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.02.014>.
- Arnold, J., Srinivasan, R., Mutiah, R., Williams, J., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 34, 73–89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>.
- Arnold, J.G., Moriasi, D., Gassman, P.W., Abbaspour, K.C., White, M.J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R.D., Griensven, A.V., Ijewe, M., Kannan, N., Jha, M.K., 2012a. SWAT: model use, calibration, and validation. *Trans. ASABE (Am. Soc. Agric. Biol. Eng.)* 55, 1491–1508. <https://doi.org/10.13031/2013.42256>.
- Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Srinivasan, R., Williams, J.R., Haney, E.B., Heitsch, S.L., 2012b. Soil and Water Assessment Tool: Input/Output Documentation. Texas Water Resources Institute, College Station, TX, USA, p. 650. <https://swat.tamu.edu/media/69296/swat-io-documentation-2012.pdf> (Accessed 26 July 2024).
- Asadi, S., Mousavi, S.J., López-Ballesteros, A., Senent-Aparicio, J., 2024. Analyzing hydrological alteration and environmental flows in a highly anthropized agricultural river basin system using SWAT+, WEAP and IAHRS. *J. Hydrol.: Reg. Stud.* 52, 101738. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2024.101738>.
- Baeza Sanz, D., García de Jalón, D., 2005. Characterisation of streamflow regimes in central Spain, based on relevant hydrobiological parameters. *J. Hydrol.* 310 (1–4), 266–279. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.01.020>.
- Bailey, R., Bieger, K., Arnold, J., Bosch, D., 2020. A new physically-based spatially-distributed groundwater flow module for SWAT+. *Hydrology* 7, 75. <https://doi.org/10.3390/hydrology7040075>.
- Bailey, R.T., Abbas, S.A., Arnold, J.G., White, M.J., Gao, J., Čerčaskova, N., 2023. Augmenting the national agroecosystem model with physically based spatially distributed groundwater modeling. *Environ. Model. Softw.* 160, 105589. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105589>.
- Barthel, R., Banzhaf, S., 2016. Groundwater and surface water interaction at the regional scale – a review with focus on regional integrated models. *Water Resour. Manag.* 30, 1–32. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1163-z>.
- Bieger, K., Arnold, J.G., Barthjens, H., White, M.J., Bosch, D.D., Allen, P.M., Volk, M., Srinivasan, R., 2017. Introduction to SWAT+, a completely restructured version of the soil and water assessment tool. *Journal of the American Water Resource Association* 53 (1), 115–130. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12482>.
- Camargos, C., Julich, S., Houska, T., Bach, M., Breuer, L., 2018. Effects of input data content on the uncertainty of simulating water resources. *Water* 10 (5), 621. <https://doi.org/10.3390/w10050621>.
- Campolongo, F., Cariboni, J., Saltelli, A., 2007. An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environ. Model. Softw.* 22 (10), 1509–1518.
- Castellanos-Osorio, G., López-Ballesteros, A., Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., 2023. Disaggregated monthly SWAT+ model versus daily SWAT+ model for estimating environmental flows in Peninsular Spain. *J. Hydrol.* 623, 129837. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129837>.
- Chen, Y., Oliver, D., 2013. Levenberg-Marquardt forms of the iterative ensemble smoother for efficient history matching and uncertainty quantification. *Comput. Geosci.* 17, 689–703. <https://doi.org/10.1007/s10596-013-9351-5>.
- CHT, 2021. Plan Hidrológico de la Parte Española de la Demarcación Hidrográfica del Tago (2021-2027). [https://www.cthgo.es/LaCometa/Planes/PlanHidrologico/Plan if 2021-2027/Paginas/PHT 2021-2027.aspx](https://www.cthgo.es/LaCometa/Planes/PlanHidrologico/Plan%20H%20del%20Tago/2021-2027/Paginas/PHT%202021-2027.aspx) (Accessed 21 June 2024).
- Daggupati, P., Yen, H., White, M.J., Srinivasan, R., Arnold, J.G., Keitzer, C.S., Sowa, S.P., 2015. Impact of model development, calibration and validation decisions on hydrological simulations in West Lake Erie Basin. *Hydrol. Process.* 29, 5307–5320. <https://doi.org/10.1002/hyp.10536>.
- Durán, L., 2016. A comprehensive assessment of precipitation at Sierra de Guadarrama through observation and modeling (Doctoral dissertation). Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- Elstratidis, A., Tegos, A., Varveris, A., Koutsogiannis, D., 2014. Assessment of environmental flows under limited data availability: case study of the Acheloos River. *Greece. Hydrol. Sci. J.* 59 (3–4), 731–750. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.804625>.
- Evensen, G., 1994. Sequential data assimilation with a nonlinear quasigeostrophic model using Monte Carlo methods to forecast error statistics. *J. Geophys. Res.-Oceans* 99, 10143–10162. <https://doi.org/10.1029/94JC00572>.
- FAO, 1980. Land Evaluation for Development. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Garrote, L., Iglesias, A., Moned, M., Garrido, A., Gómez, A., Laperia, A., Benbeniste, S., Cabillo, F., Ibáñez, J.C., 2007. Application of the drought management guidelines in Spain. *Options Méditerranéennes* 858, 373–406.
- Gupta, H.V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: implications for improving hydrological modelling. *J. Hydrol.* 377, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>.
- Hargreaves, G.H., 1994. Defining and using reference evapotranspiration. *J. Irrig. Drain. Eng.* 120, 1132–1139.
- Huang, S., Kumar, R., Hölke, M., Yang, T., Handecha, Y., Khat, P., Gao, C., Gafan, A., Liexch, S., Lobanova, A., 2017. Evaluation of an ensemble of regional hydrological models in 12 large-scale river basins worldwide. *Clim. Change* 141, 381–397. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1841-8>.
- IPH. Instrucción de Planificación Hidrológica (Orden ARM/2656/2008). *Boletín Oficial del Estado* número 229 del 22 de septiembre de 2008. <https://www.boe.es/di/es/o/2008/09/10/arm2656>.
- Janjić, J., Tadić, L., 2023. Fields of application of SWAT hydrological model – a review. *Earth* 4, 331–344. <https://doi.org/10.3390/earth4020018>.

G. Castellanos Osorio et al.

Groundwater for Sustainable Development 29 (2025) 101426

- Jimeno-Sáez, P., Senent-Aparicio, J., Pérez-Sánchez, J., Pulido-Velázquez, D., 2018. A comparison of SWAT and ANN models for daily runoff simulation in different climatic zones of peninsular Spain. *Water* 10, 192. <https://doi.org/10.3390/w10020192>.
- Johansen, O.M., Pedersen, M.L., Jensen, J.B., 2011. Effect of groundwater abstraction on fen ecosystems. *J. Hydrol.* 402 (3–4), 357–366. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.02.031>.
- John, A., Fowler, K., Nathan, R., Horne, A., Stewardson, M., 2021. Disaggregated monthly hydrological models can outperform daily models in providing daily flow statistics and extrapolate well to a drying climate. *J. Hydrol.* 598, 126471. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126471>.
- Kennedy, J.G., Henriksen, J.A., Heasley, J., Cade, B.S., Terrell, J.W., 2009. Application of the Hydroecological Integrity Assessment Process for Missouri Streams. USGS, Fort Collins, CO, USA. <https://doi.org/10.3133/ofr20091136>.
- Khatami, S., Peel, M.C., Peterson, T.J., Western, A.W., 2019. Equifinality and flux mapping: a new approach to model evaluation and process representation under uncertainty. *Water Resour. Res.* 55 (11), 8922–8941. <https://doi.org/10.1029/2018WR023750>.
- Kim, T.J., 2015. Generation of daily naturalized flow at ungaged control points. *J. Water Supply Res. Technol.* - Aqua 64 (3), 354–364. <https://doi.org/10.2166/aqua.2015.096>.
- King, D.M., Perera, B.J.C., 2013. Morris method of sensitivity analysis applied to assess the importance of input variables on urban water supply yield – a case study. *J. Hydrol.* 477, 17–32. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.10.017>.
- Kottek, M., et al., 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Z.* 15 (3), 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>.
- Kouchi, D.H., Esmaili, K., Faridhosseini, A., Sanaeinejad, S.H., Khalili, D., Abbaspour, K. C., 2017. Sensitivity of calibrated parameters and water resource estimates on different objective functions and optimization algorithms. *Water* 9, 384. <https://doi.org/10.3390/w9060384>.
- Krause, P., Boyle, D.P., Baise, F., 2005. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Adv. Geosci.* 5, 89–97. <https://doi.org/10.5194/adgeo-5-89-2005>.
- Książek, L., Woś, A., Rorek, J., Wyrębek, M., Młynski, D., Walaga, A., 2019. Combined use of the hydraulic and hydrological methods to calculate the environmental flow wiodoka river, Poland: case study. *Environ. Monit. Assess.* 191 (4), 254. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7402-7>.
- Kumar, N., Dubey, A.K., Goswami, U.P., Singh, S.K., 2022. Modelling of hydrological and environmental flow dynamics over a central Himalayan River basin through satellite altimetry and recent climate projections. *Int. J. Climatol.* 42, 8446–8471. <https://doi.org/10.1002/joc.7724>.
- Liu, W., Park, S., Bailey, R.T., Molina-Navarro, E., Andersen, H.E., Thodsen, H., Nielsen, A., Jeppesen, E., Jensen, J.S., Jensen, J.B., Trolle, D., 2020. Quantifying the streamflow response to groundwater abstractions for irrigation or drinking water at catchment scale using SWAT and SWAT-MODEFLOW. *Environ. Sci. Eur.* 32 (1). <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00395-6>.
- López-Ballesteros, A., Nielsen, A., Castellanos-Osorio, G., Trolle, D., Senent-Aparicio, J., 2023. DSOIMap, a novel high-resolution global digital soil property map for the SWAT+ model: development and hydrological evaluation. *Catena* 231, 107339. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107339>.
- López-Ballesteros, A., Srinivasan, R., Senent-Aparicio, J., 2024. Introducing MapsWAT: an open source QGIS plugin integrated with geospatial engine for efficiently generating ready-to-use SWAT+ input maps. *Environ. Model. Software* 179, 106108. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2024.106108>.
- Lorenzo-Lacru, J., Vicente-Serrano, S.M., López-Moreno, J.L., Beguería, S., García-Ruiz, J.M., Cuadrat, J.M., 2010. The impact of droughts and water management on various hydrological systems in the headwaters of the Tagus River (central Spain). *J. Hydrol.* 386 (1–4), 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.001>.
- McMillan, H.K., 2021. A review of hydrologic signatures and their applications. *WIREs* 10, 1. <https://doi.org/10.1002/wat2.1499>.
- Mezger, G., De Stefano, L., González Del Tánago, M., 2019. Assessing the establishment and implementation of environmental flows in Spain. *Environ. Manag.* 64, 721–735. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01222-2>.
- Molina-Navarro, E., Martínez-Pérez, S., Sastre-Merlín, A., Bienes-Allas, R., 2014. Hydrologic modeling in a small Mediterranean basin as a tool to assess the feasibility of a limno-reservoir. *J. Environ. Qual.* 43, 121–131. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0360>.
- Molina-Navarro, E., Hallack-Alegria, M., Martínez-Pérez, S., Ramírez-Hernández, J., Mangaray-Moteczuma, A., Sastre-Merlín, A., 2016. Hydrologic modeling and climate change impacts in an agricultural semi-arid region. Case study: Guadalupe River basin, Mexico. *Agric. Water Manag.* 175, 29–42. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.10.029>.
- Molina-Navarro, E., Bailey, R.T., Andersen, H.E., Thodsen, H., Nielsen, A., Park, S., Jensen, J.S., Jensen, J.B., Trolle, D., 2019. Comparison of abstraction scenarios simulated by SWAT and SWAT-MODEFLOW. *Hydrol. Sci. J.* 64 (4), 434–454. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1590583>.
- Moriasi, D.N., Gitau, M.W., Pai, H., Daggeputi, P., 2015. Hydrologic and water quality models: performance measures and evaluation criteria. *Trans. ASABE (Am. Soc. Agric. Biol. Eng.)* 58, 1763–1785. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>.
- Morris, M., 1991. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics* 33, 161–174. <https://doi.org/10.2307/1269043>.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models. Part I: a discussion of principles. *J. Hydrol.* 10, 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).
- Neitche, S.L., Arnolds, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., 2009. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, Version 2009, vol. 2011. Texas A&M University, College Station, TX, USA. Available online: <http://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf>.
- Ntoma, M.M., Busico, G., Mastroicco, M., Kazakis, N., 2022. Modeling groundwater and surface water interaction: an overview of current status and future challenges. *Sci. Total Environ.* 846 (157355), 157355. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157355>.
- Palau, A., Alcázar, J., 2012. The basic flow method for incorporating flow variability in environmental flows. *River Res. Appl.* 28, 93–102. <https://doi.org/10.1002/rra.1439>.
- Perera, B.J.C., James, B., Kaluarathna, M.D.U., 2005. Computer software tool REALM for sustainable water allocation and management. *J. Environ. Manage.* 77 (4), 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.06.014>.
- Pfannerstill, M., Björn, G., Fohrer, N., 2014. Smart low flow signature metrics for an improved overall performance evaluation of hydrological models. *J. Hydrol.* 510, 447–458. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.044>.
- Poň, M.L., Zimmerman, J.K., 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshw. Biol.* 55, 194–205. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x>.
- Poň, M.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C., 1997. The natural flow regime. *Bioscience* 47 (11), 769–784. <https://doi.org/10.2307/1313099>.
- Qiu, L., Zheng, F., Yin, R., 2012. SWAT-based runoff and sediment simulation in a small watershed, the Loessial hilly-gullied region of China: capabilities and challenges. *Int. J. Sedim. Res.* 27, 226–234. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(12\)60030-4](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(12)60030-4).
- Sampe, J., Pissin, E., Marques, J.E., 2011. Estudio del flujo hipodérmico en zonas de montaña. In: Martínez Fernández, J., Sánchez Martín, H. (Eds.), *Estudios en la Zona No Saturada del Sudo Vol. X-ZHS'11*. 19–21 Oct. 2011. Universidad de Salamanca, Spain, pp. 365–370.
- Sánchez-Gómez, A., Martínez-Pérez, S., Pérez-Chavero, F.M., Molina-Navarro, E., 2022. Optimization of a SWAT model by incorporating geological information through calibration strategies. *Optim. Eng.* 23 (4), 2203–2233. <https://doi.org/10.2166/hydro.2024.293>.
- Sánchez-Gómez, A., Schürz, C., Molina-Navarro, E., Bieger, K., 2024. Groundwater modeling in SWAT+: considerations for a realistic baseflow simulation. *Groundwater for Sustainable Development* 26 (101275), 101275. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101275>.
- Senent-Aparicio, J., Mulligan, M., 2024. Current hydrological ecosystem services and potential impacts of business-as-usual land abandonment at the national scale for Spain. *Catena* 242 (108111), 108111. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108111>.
- Senent-Aparicio, J., Jimeno-Sáez, P., López-Ballesteros, A., Giménez, J.G., Pérez-Sánchez, J., Cecilia, J.M., Srinivasan, R., 2021a. Impacts of swat weather generator statistics from high-resolution datasets on monthly streamflow simulation over Peninsular Spain. *J. Hydrol.: Reg. Stud.* 35, 100826. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100826>.
- Senent-Aparicio, J., George, C., Srinivasan, R., 2021b. Introducing a new post-processing tool for the SWAT+ model to evaluate environmental flows. *Environ. Model. Softw.* 136, 563–571. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104944>.
- Senent-Aparicio, J., López-Ballesteros, A., Cabezas, F., Pérez-Sánchez, J., Molina-Navarro, E., 2021c. A modelling approach to forecast the effect of climate change on the Tagus-Segura interbasin water transfer. *Water Resour. Manag.* 35 (11), 3791–3808. <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02919-y>.
- Slaughter, A.R., Retief, D.C.H., Hughes, D.A., 2015. A method to disaggregate monthly flows to daily using daily rainfall observations: model design and testing. *Hydrol. Sci. J.* 60 (11), 1896–1910. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.993987>.
- Snedden, L.K., Rycoff, D.W., 1983. *Land Drainage - Planning and Design of Agricultural Drainage Systems*. Cornell University Press, Ithaca, NY.
- Soil Survey Staff, 2022. Keys to Soil Taxonomy, thirteenth ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. <https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-09/Keys%20to%20Soil%20Taxonomy.pdf>. (Accessed 25 June 2024).
- Tharion, R.E., 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Res. Appl.* 19, 397–441. <https://doi.org/10.1002/rra.736>.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2007. An Approach for Using Load Duration Curves in the Development of TMDLs. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. Retrieved from: <https://nepis.epa.gov/Epub/ZyPURL.cgi?Dockey=P1008ZQA.TXT>.
- Valerio, Carlotta, De Stefano, Lucia, Martínez-Muñoz, Gonzalo, Garrido, Alberto, 2021. A machine learning model to assess the ecosystem response to water policy measures in the Tagus River Basin (Spain). *Sci. Total Environ.* 750, 141252. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141252>.
- Vetma, V., 2021. Multisite monthly to daily naturalised streamflow disaggregation using daily flow pattern hydrograph. *Climate Change Impacts on Water Resources*. Water Sci. Technol. Libr. 98. https://doi.org/10.1007/978-3-030-64202-0_44. Springer, Cham.
- Vitullo, P., Ceci, L., Possenti, L., Cocite, A., Costantino, M.L., Zanino, P., 2023. Sensitivity analysis of a multi-physics model for the vascular microenvironment. *International Journal for Numerical Methods in Biomedical Engineering* 39 (11), e3752. <https://doi.org/10.1002/enm.3752>.
- White, J., 2018. A model-independent iterative ensemble smoother for efficient history-matching and uncertainty quantification in very high dimensions. *Environ. Model. Softw.* 109, 191–201. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.06.009>.
- White, J.T., Hunt, R.J., Fienen, M.N., Doherty, J.E., 2020. Approaches to Highly Parameterized Inversion: PEST++ Version 5, a Software Suite for Parameter Estimation, Uncertainty Analysis, Management Optimization and Sensitivity

G. Castellanos-Osorio et al.

Groundwater for Sustainable Development 29 (2025) 101426

- Analysis. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 7C26, p. 52. <https://doi.org/10.3133/tm7C26>.
- Wurbs, R.A., 2021a. Water Rights Analysis Package (WRAP) Modeling System Reference Manual. Texas Water Resources Institute, College Station, Texas, p. 464. Texas A&M University Report TR 255.
- Wurbs, R.A., 2021b. Monthly river flows in Texas for natural and developed conditions. Water Cycle 2, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.10.001>.
- Yimer, E.A., Bailey, R.T., Piepers, L.L., Nossent, J., Van Griensven, A., 2023a. Improved representation of groundwater–surface water interactions using SWAT+*gwflow* and modifications to the *gwflow* module. Water 15, 3249. <https://doi.org/10.3390/w15183249>.
- Yimer, E.A., T. Bailey, R., Van Schaeybroeck, B., Van De Vyver, H., Villani, L., Nossent, J., van Griensven, A., 2023b. Regional evaluation of groundwater–surface water interactions using a coupled geohydrological model (SWAT+*gwflow*). Journal of Hydrology. Reg. Stud. 50 (101532), 101532. <https://doi.org/10.1016/j.jhr.2023.101532>.
- Zaman, M., Hameed Anjum, M., Usman, M., Ahmad, I., Saifullah, M., Yuan, S., Liu, S., 2018. Enumerating the effects of climate change on water resources using GCM scenarios at the Xin'anjiang watershed, China. Water 10, 1296. <https://doi.org/10.3390/w10101296>.
- Zeiger, S.J., Hubbard, J.A., 2018. Assessing environmental flow targets using pre-settlement land cover: a SWAT modeling application. Water 10, 791. <https://doi.org/10.3390/w10060791>.

5.3. RESEARCH PAPER 3: BULL DATABASE – SPANISH BASIN ATTRIBUTES FOR UNRAVELLING LEARNING IN LARGE-SAMPLE HYDROLOGY.

Senent-Aparicio, J., Castellanos-Osorio, G., Segura-Méndez, F., López-Ballesteros, A., Jimeno-Sáez, P., Pérez-Sánchez, J. (2024). BULL Database – Spanish Basin attributes for Unravelling Learning in Large-sample hydrology. *Scientific Data*, 11, 737.

<https://doi.org/10.1038/s41597-024-03594-5>.

scientific data



OPEN

DATA DESCRIPTOR

BULL Database – Spanish Basin attributes for Unravelling Learning in Large-sample hydrologyJavier Senent-Aparicio¹ , Gerardo Castellanos-Osorio¹, Francisco Segura-Méndez¹, Adrián López-Ballesteros¹, Patricia Jiménez-Sáez¹ & Julio Pérez-Sánchez²

We present a novel basin dataset for large-sample hydrological studies in Spain. BULL comprises data for 484 basins, combining hydrometeorological time series with several attributes related to geology, soil, topography, land cover, anthropogenic influence and hydroclimatology. Thus, we followed recommendations in the CARAVAN initiative for generating a truly open global hydrological dataset to collect these attributes. Several climatological data sources were used, and their data were validated by hydrological modelling. One of the main novelties of BULL compared to other national-scale datasets is the analysis of the hydrological alteration of the basins included in this dataset. This aspect is critical in countries such as Spain, which are characterised by rivers suffering from the highest levels of anthropisation. The BULL dataset is freely available at <https://zenodo.org/records/10605646>.

Background & Summary

Large-sample hydrology (LSH) yields reliable insights into hydrological processes and models by leveraging comprehensive basin datasets. Recent review studies¹ have underscored the fundamental role of these datasets in a wide range of hydrological investigations, including catchment classification², assessments of terrestrial water storage and extreme events³, evaluations of hydrological models⁴, benchmarking⁵, parameter estimation⁶, regionalisation through machine learning algorithms⁷, analyses of human impacts on hydrology⁸, streamflow forecasting⁹, exploration of climate change impacts¹⁰, and assessments of data and model uncertainties¹¹.

In recent years, several LSH datasets have been developed at a national scale. For instance, Addor *et al.*¹² continued the work published by Newman *et al.*¹³ to create a dataset that included streamflow measurements, meteorological forcing data, and basin attributes for 671 watersheds in the contiguous United States. Other scientists extended this initiative in subsequent years to develop similar databases in other countries, such as Chile¹⁴, the Great Britain¹⁵, Brazil^{16,17}, Australia¹⁸, Central Europe¹⁹, China²⁰, Iceland²¹, and Switzerland²². The vast number of hydrological databases published in recent years motivated the recently published work of Kratzert *et al.*²³, which combined and standardised several LSH datasets into a global community dataset called CARAVAN. Recently, several datasets were published following the recommendations and codes provided by this initiative in Israel²⁴, Germany²⁵, Denmark²⁶, and Spain²⁷.

Despite being one of the driest countries in the European Union, Spain has the most irrigated croplands, accounting for 75% of total water resources consumption²⁸. Paradoxically, the primary areas with irrigation are concentrated in the country's most arid regions. This considerable imbalance between water resources and demands has prompted substantial investments in hydraulic infrastructure, leading to varying degrees of water resource exploitation across basins. Spain boasts the world's largest reservoir capacity relative to its surface area; over 1,200 large dams (predominantly constructed in the mid-20th century) play a crucial role in the nation's socio-economic development²⁹. The extensive dam network has placed Spanish rivers among the most regulated globally, as evident from the GObal georeferenced Database of Dams (GOODD)³⁰ analysis. Notably, only 25% of the surface area of Peninsular Spain does not drain into one of the 823 largest dams recorded in the GOODD database, highlighting the pervasive influence of dams on Spanish rivers, which has resulted in the difficulty of finding flow gauging stations in a natural regime. Therefore, the need to characterise LSH datasets with the degree of hydrological anthropisation, as highlighted by Addor *et al.*¹, is especially relevant in a country like

¹Department of Civil Engineering, Catholic University of San Antonio, Campus de los Jerónimos s/n, 30107, Murcia, Spain. ²Department of Civil Engineering, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Campus de Tafira, 35017, Las Palmas de Gran Canaria, Spain. [✉]e-mail: jsenent@ucam.edu

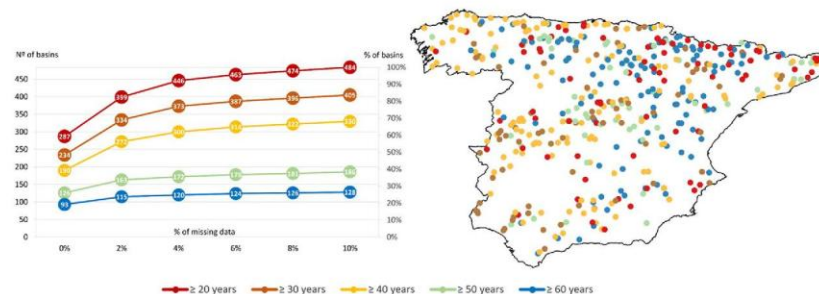


Fig. 2 Analysis of missing data and time series length in streamflow stations: (a) the number and percentage of stations with different percentages of missing data across various time periods and (b) the length of the streamflow time series for each station.

input data error, model parameters, and model structure. However, as seen in the analysis of water resources for Peninsular Spain conducted by the Centre of Hydrographic Studies of the Centre for Studies and Experimentation of Public Works (CEDEX)⁴⁷, the results were acceptable in most of the territory. Nevertheless, the efficiency decreased in the more arid areas of the Southeast with few unaltered gauging stations.

Evaluation of reanalysis datasets for hydrological modelling. The meteorological data used to produce BULL were statistically validated by comparing and evaluating the robustness and accuracy of the datasets. AEMET was used as a benchmark^{34,39,48} to evaluate the performance of ERA5-Land and EMO1. The Spearman correlation coefficient (ρ), relative bias (RBIAS), root mean square error (RMSE), and Kling-Gupta efficiency (KGE) were calculated separately for each basin according to four meteorological variables: the total monthly precipitation and the monthly maximum, minimum, and mean temperatures. The equations of these statistics used for continuous analysis were described by Gomis-Cebolla *et al.*³⁹. The coefficient ρ offers a robust assessment of the degree to which two variables exhibit a monotonic relationship, regardless of the data's distributional properties. The RBIAS, expressed as a percentage, denotes the systematic bias in the estimates of precipitation and temperature, while the RMSE quantitatively represents the error characteristics between the different estimates of the variables and those taken as reference. KGE consolidates multiple statistical metrics into one measure, evaluating the model's accuracy, variability reproduction, and temporal alignment with the reference data.

The Temez hydrological model was employed to validate the meteorological sources from a hydrological perspective. The Temez lumped rainfall-runoff model has been extensively employed in Spain for water resource management^{34,49–51} and in several other countries⁵². More details of the Temez model can be found in Pérez-Sánchez *et al.*⁴¹. The calibration process of the hydrological model was conducted to adjust its parameters to achieve an accurate streamflow simulation. AEMET data served as our reference dataset for calibration. The calibration involved a loss function based on the mean squared error (MSE), which compared observed and simulated streamflows. Once the parameters were calibrated, the streamflows were simulated using other available data sources. Optimisation was conducted using the least squares method with defined search bounds to identify the best model parameters. Specifically, the implementation in Python involved defining the loss function (MSE) and performing optimisation using the SciPy library's minimise function with the L-BFGS-B algorithm⁵³. To evaluate each hydrological model, the NSE, PBIAS, and RMSE observations' standard deviation ratio (RSR) statistics were employed, following the criteria established by Moriasi *et al.*⁵⁴, whose work provided comprehensive details on these widely used statistics for hydrological model evaluation. The RSR standardised the RMSE using observation standard deviation, providing an integrated error index.

Data Records

The BULL dataset presented in this work⁵⁵, encompassing 484 watersheds, can be accessed, and downloaded at <https://zenodo.org/records/10605646>. The dataset is organised according to the following folder structure:

- The attributes folder contains three CSV files obtained by using the CARAVAN script. One file, labelled "attributes_caravan.csv", comprises climate indices derived from ERA5-Land. The "attributes_hydroatlas.csv" file encompasses attributes derived from HydroATLAS. In contrast, the "attributes_other.csv" file incorporates other data relating to additional attributes such as the latitude and longitude coordinates, name, country of each gauge station and catchment area. The initial column in all attribute files is designated as "gauge_id", featuring a unique basin identifier in the format "BULL_{id}". Here, BULL corresponds to the source dataset, while {id} represents the basin ID defined in the original source dataset.
- A README.md file with the link to the scripts used is included in the code folder.

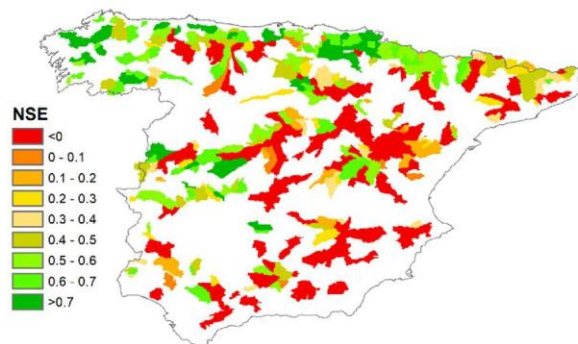


Fig. 3 NSE values comparing observed data with SIMPA national scale hydrological model values.

- The licenses folder encompasses licensing details for BULL and the incorporated data. The README.md file in this directory provides general information about licenses and specific details about the source datasets used.
- The shapefiles folder contains a shapefile depicting the catchment boundaries of each basin included in the dataset. This shapefile was the basis for deriving the catchment attributes and ERA5-Land time series data. Each polygon in the shapefile is associated with a "gauge_id" field, containing the unique basin identifier.
- The timeseries folder comprises two subfolders, csv and netcdf, with the same structure and data—presented in CSV and netCDF formats. Within these subdirectories, five other subdirectories are labelled according to the source datasets, and individual files (CSV or netCDF) are allocated and encompass comprehensive time series data, including meteorological forcings, state variables, and streamflow. Moreover, the netCDF files incorporate metadata information such as physical units, time zones, and details regarding the data sources.
- The coordinate system used for shapefiles and netCDF files is the WGS 1984 Geographic Coordinate System (EPSG 4326).

Technical Validation

Validation of the identified unaltered basins. Analysis of the distribution of the basins estimated to be in a natural regime revealed that most with a lower degree of anthropisation were located in Northern Spain, especially in Galicia, Asturias, Cantabria, the Basque Country, and the Western Pyrenees, as shown in Fig. 3. The basins with less altered hydrological regimes were abundant in areas influenced by oceanic climates. In contrast, those with more altered regimes were found in regions characterised by continental and Mediterranean climates. Radinger *et al.*⁵⁶ detected variable flow patterns between and within geographical regions greatly influenced by climatic conditions. As expected, most of the basins analysed in the Mediterranean area exhibited high anthropisation. Leduc *et al.*⁵⁷ repeatedly emphasised the anthropisation of water resources in the Mediterranean area. This analysis allowed validation of the information provided by ROEA that assesses whether basins are altered based on the presence of upstream reservoirs. The approach undertaken in this study confirmed that some of the basins the ROEA estimated to be unaltered were instead altered, because agricultural land use in these basins has significantly altered their hydrological regime. Thus, 149 unaltered basins were identified, which are of great utility for future large-scale hydrological studies in the Iberian Peninsula.

Validation of reanalysis products using hydrological modelling. Spearman correlation analysis, shown in Fig. 4a, illustrated a spatial gradient from the west-central regions (with the highest values) to the east (with the lowest values) for ERA5-Land. The highest RMSE values (Fig. 4c) were observed for ERA5-Land and EMO1 in the northern region. Gomis-Cebolla *et al.*⁵⁸ found similar results indicating that the northern coast was one of the most critical regions in reanalysis modelling due to its performance. However, a more complex spatial pattern was observed for the rest of the statistics, which complicated straightforward spatial regionalisation. Regarding the correlation coefficient (Fig. 4a), the performance of ERA5-Land and EMO1 was similar, indicating that both were equally correlated with AEMET. However, ERA5-Land demonstrated better performance for RBLAS and RMSE compared to EMO1. In contrast, KGE showed a better performance for EMO1. Regarding monthly temperatures (i.e. the maximum, minimum, and mean), the correlation between all data sources was very high, with a median value higher than 0.98 for all temperatures. In addition, for RMSE performance, the median values were less than 1 °C.

Validation of these meteorological time series was conducted in a hydrological framework. Precipitation and temperature were fundamental inputs to hydrological models, where precipitation significantly influenced model accuracy⁵³. In this study, the performance of three meteorological products was evaluated as input in a

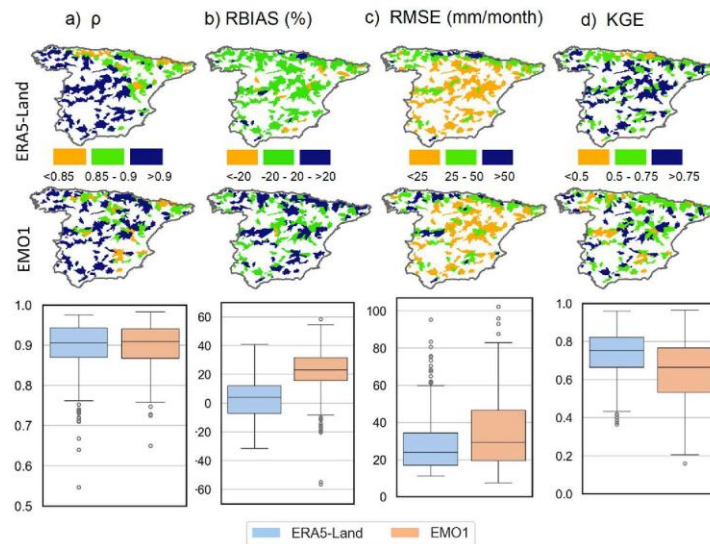


Fig. 4 Spatial distribution and boxplot of ERA5-Land and EMO1 monthly continuous statistics: Spearman correlation (a), RBIAS (b), RMSE (c) and KGE (d) statistics.

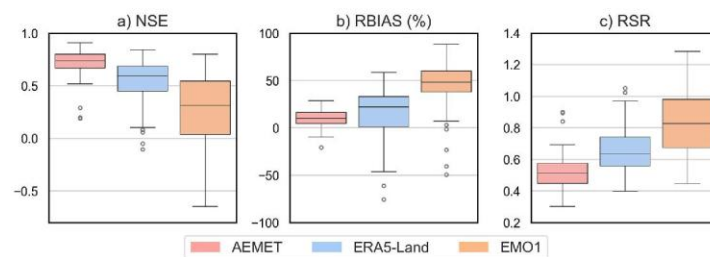


Fig. 5 Boxplot of the monthly statistics from the streamflow simulation with the hydrological model using AEMET, ERA5-Land and EMO1 meteorological data: NSE (a), RBIAS (b) and RSR (c) statistics.

hydrological model for streamflow simulation. For this purpose, a common time period was selected during which climatological data from the three data sources (i.e. EMO-1, ERA5-Land, and AEMET) were available (1990–2020). This new time period considered which stations were identified as unaltered. The missing monthly streamflow data was less than 10%, identifying 87 stations in which the Temez hydrological model was applied.

The model was calibrated using AEMET data, and the simulated streamflow was obtained using three precipitation and temperature products. The performance of each product (Fig. 5) was assessed by comparing it with the observed streamflows at the outlet of each basin. According to Moriasi *et al.*²⁴, AEMET demonstrated performance exceeding satisfactory levels in nearly all basins. The worst models were observed with EMO1. The variability of the results obtained with ERA5-Land and EMO1 was much higher than with AEMET, with the highest dispersion observed with EMO1 data. The poorest performance was observed with EMO1, as depicted in Fig. 5, where the median values for NSE/RBIAS/RSR were 0.6/22/0.6 for ERA5 and 0.3/48/0.8 for EMO1.

Code availability

The code developed by Kratzert *et al.* in the CARAVAN initiative has been used for the calculation of the basin attributes (available at <https://zenodo.org/records/6578598>). The code used for the validation of the meteorological data including the coding of the Témex hydrological model are written in Python and are available at <https://zenodo.org/records/10605646>.

Received: 18 March 2024; Accepted: 1 July 2024;

Published online: 06 July 2024

References

1. Addor, N. *et al.* Large-sample hydrology: recent progress, guidelines for new datasets and grand challenges. *Hydrological Sciences Journal* **65**, 712–725 (2020).
2. Jaffrés, J. B. D., Cuff, B., Cuff, C., Knott, M. & Rasmussen, C. Hydrological characteristics of Australia: national catchment classification and regional relationships. *Journal of Hydrology* **612**, 127969 (2022).
3. Stein, L., Clark, M. P., Knoben, W. J. M., Panosi, F. & Woods, R. A. How Do Climate and Catchment Attributes Influence Flood Generating Processes? A Large-Sample Study for 671 Catchments Across the Contiguous USA. *Water Resources Research* **57**, e2020WR028300 (2021).
4. Mathevet, T., Gupta, H., Perrin, C., Andréassian, V. & Le Moine, N. Assessing the performance and robustness of two conceptual rainfall-runoff models on a worldwide sample of watersheds. *Journal of Hydrology* **585**, 124698 (2020).
5. Towler, E. *et al.* Benchmarking high-resolution hydrologic model performance of long-term retrospective streamflow simulations in the contiguous United States. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **27**, 1809–1825 (2023).
6. Liu, H., Tolson, B. A., Newman, A. J. & Wood, A. W. Leveraging ensemble meteorological forcing data to improve parameter estimation of hydrologic models. *Hydrological Processes* **35**, e14410 (2021).
7. Mehrvand, S., Boucher, M.-A., Kornelsen, K. & Amani, A. Comparing three machine learning algorithms with existing methods for natural streamflow estimation. *Hydrological Sciences Journal* **69**, 79–94 (2024).
8. Ouyang, W. *et al.* Continental-scale streamflow modeling of basins with reservoirs: Towards a coherent deep-learning-based strategy. *Journal of Hydrology* **599**, 126455 (2021).
9. Ma, K. *et al.* Transferring Hydrologic Data Across Continents – Leveraging Data-Rich Regions to Improve Hydrologic Prediction in Data-Sparse Regions. *Water Resources Research* **57**, e2020WR028600 (2021).
10. Gupta, A., Carroll, R. W. H. & McKenna, S. A. Changes in streamflow statistical structure across the United States due to recent climate change. *Journal of Hydrology* **620**, 129474 (2023).
11. Ayzel, G. & Heistermann, M. The effect of calibration data length on the performance of a conceptual hydrological model versus LSTM and GRU: A case study for six basins from the CAMELS dataset. *Computers & Geosciences* **149**, 104708 (2021).
12. Addor, N., Newman, A. J., Mizukami, N. & Clark, M. P. The CAMELS data set: catchment attributes and meteorology for large-sample studies. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* (2017).
13. Newman, A. J. *et al.* Development of a large-sample watershed-scale hydrometeorological data set for the contiguous USA: data set characteristics and assessment of regional variability in hydrologic model performance. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* (2017).
14. Alvarez-Garretón, C. *et al.* The CAMELS-CL dataset: catchment attributes and meteorology for large sample studies – Chile dataset. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **22**, 5817–5846 (2018).
15. Coxon, G. *et al.* CAMELS-GB: hydrometeorological time series and landscape attributes for 671 catchments in Great Britain. *Earth Syst. Sci. Data* **12**, 2459–2483 (2020).
16. Chagas, V. B. P. *et al.* CAMELS-BR: hydrometeorological time series and landscape attributes for 897 catchments in Brazil. *Earth Syst. Sci. Data* **12**, 2075–2096 (2020).
17. Almagro, A., Oliveira, P. T. S., Meira Neto, A. A., Roy, T. & Troch, P. CAbra: a novel large-sample dataset for Brazilian catchments. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **25**, 3105–3135 (2021).
18. Fowler, K. J. A., Acharya, S. C., Addor, N., Chou, C. & Peel, M. C. CAMELS-AUS: hydrometeorological time series and landscape attributes for 222 catchments in Australia. *Earth Syst. Sci. Data* **13**, 3847–3867 (2021).
19. Klingler, C., Schulz, K. & Herrnegger, M. LamaH-CE: Large-Sample Data for Hydrology and Environmental Sciences for Central Europe. *Earth Syst. Sci. Data* **13**, 4529–4565 (2021).
20. Hao, Z. *et al.* CCAM: China Catchment Attributes and Meteorology dataset. *Earth Syst. Sci. Data* **13**, 5591–5616 (2021).
21. Helgason, H. B. & Nijssen, B. LamaH-Ice: Large-Sample Data for Hydrology and Environmental Sciences for Iceland. *Earth Syst. Sci. Data* **16**, 2741–2771 (2024).
22. Höge, M. *et al.* CAMELS-CH: hydro-meteorological time series and landscape attributes for 331 catchments in hydrologic Switzerland. *Earth Syst. Sci. Data* **15**, 5753–5784 (2023).
23. Kratzert, F. *et al.* Caravan - A global community dataset for large-sample hydrology. *Sci Data* **10**, 61 (2023).
24. Morin, E. Caravan extension Israel - Israel dataset for large-sample hydrology (Version_1.0). <https://doi.org/10.5281/zenodo.7758516> (2023).
25. Mällick, M. CAMELS-DE/CAMELS-DE.github.io: v0.3.0. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7611830> (2023).
26. Koch, J. Caravan extension Denmark - Danish dataset for large-sample hydrology (v_05). <https://doi.org/10.5281/zenodo.7962379> (2022).
27. Casado-Rodríguez, J. CAMELS-ES: Catchment Attributes and Meteorology for Large-Sample Studies - Spain. <https://doi.org/10.5281/zenodo.8428374> (2023).
28. Berbel, J., Expósito, A., Gutiérrez-Martín, C. & Mateos, L. Effects of the Irrigation Modernization in Spain 2002–2015. *Water Resour. Manage* **33**, 1835–1849 (2019).
29. Mezger, G., González del Tánago, M. & De Stefano, L. Environmental flows and the mitigation of hydrological alteration downstream from dams: The Spanish case. *Journal of Hydrology* **598**, 125732 (2021).
30. Mulligan, M., van Soesbergen, A. & Sáenz, L. GOODD, a global dataset of more than 38,000 georeferenced dams. *Sci Data* **7**, 31 (2020).
31. Lehner, B. *et al.* High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecol. & Environ* **9**, 494–502 (2011).
32. MITECO. Modelo SIMPA. <https://www.miteco.gob.es/en/agua/temas/evaluacion-de-los-recursos-hidricos/evaluacion-recursos-hidricos-regimen-natural.html>.
33. Sun, Q. *et al.* A Review of Global Precipitation Data Sets: Data Sources, Estimation, and Intercomparisons. *Reviews of Geophysics* **56**, 79–107 (2018).
34. Senent-Aparicio, J., López-Ballesteros, A., Pérez-Sánchez, J., Segura-Méndez, F. & Pulido-Velázquez, D. Using Multiple Monthly Water Balance Models to Evaluate Gridded Precipitation Products over Peninsular Spain. *Remote Sensing* **10**, 922 (2018).
35. Liu, X., Yang, T., Hsu, K., Liu, C. & Sorooshian, S. Evaluating the streamflow simulation capability of PERSIANN-CDR daily rainfall products in two river basins on the Tibetan Plateau. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **21**, 169–181 (2017).

36. Nogueira, M. Inter-comparison of ERA-5, ERA-interim and GPCP rainfall over the last 40 years: Process-based analysis of systematic and random differences. *Journal of Hydrology* **583**, 124632 (2020).
37. Hu, Q. *et al.* Rainfall Spatial Estimations: A Review from Spatial Interpolation to Multi-Source Data Merging. *Water* **11**, 579 (2019).
38. Muñoz-Sabater, J. *et al.* ERA5-Land: a state-of-the-art global reanalysis dataset for land applications. *Earth Syst. Sci. Data* **13**, 4349–4383 (2021).
39. Gomis-Cebolla, J., Rattayova, V., Salazar-Galán, S. & Francés, F. Evaluation of ERA5 and ERA5-Land reanalysis precipitation datasets over Spain (1951–2020). *Atmospheric Research* **284**, 106606 (2023).
40. Thiemi, V. *et al.* EMO-5: a high-resolution multi-variable gridded meteorological dataset for Europe. *Earth Syst. Sci. Data* **14**, 3249–3272 (2022).
41. Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J. & Jimeno-Sáez, P. The application of spreadsheets for teaching hydrological modeling and climate change impacts on streamflow. *Computer Applications in Engineering Education* **30**, 1510–1525 (2022).
42. Heberger, M. *delmeator.py*. Zenodo <https://doi.org/10.5281/zenodo.10143149> (2023).
43. Senent-Aparicio, J., López-Ballesteros, A., Cabezas, F., Pérez-Sánchez, J. & Molina-Navarro, E. A Modelling Approach to Forecast the Effect of Climate Change on the Tagus-Segura Interbasin Water Transfer. *Water Resour Manage* **35**, 3791–3808 (2021).
44. Vicente, D. J., Rodríguez-Sinobas, L., Garrote, L. & Sánchez, R. Application of the system of environmental economic accounting for water SEEAW to the Spanish part of the Duero basin: Lessons learned. *Science of The Total Environment* **563–564**, 611–622 (2016).
45. Nash, J. E. & Sutcliffe, J. V. River flow forecasting through conceptual models Part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology* **10**, 282–290 (1970).
46. Moriasi, D. N., Gburek, M. W., Pai, N. & Daggupati, P. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. *Trans. ASABE* **58**, 1763–1785 (2015).
47. CEDEX. *Evaluación de Recursos Hídricos En Régimen Natural En España (1940/41 - 2017/18)*. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/agua/temas/evaluacion-de-los-recursos-hidricos/cedex-informeeh2019_tcm30-518171.pdf (2020).
48. Senent-Aparicio, J. *et al.* Impacts of swat weather generator statistics from high-resolution datasets on monthly streamflow simulation over Peninsular Spain. *Journal of Hydrology: Regional Studies* **35**, 100826 (2021).
49. Jimeno-Sáez, P. *et al.* A Preliminary Assessment of the “Undercatching” and the Precipitation Pattern in an Alpine Basin. *Water* **12**, 1061 (2020).
50. Pérez-Martín, M. A., Estrela, T., Andreu, J. & Ferrer, J. Modeling Water Resources and River-Aquifer Interaction in the Júcar River Basin, Spain. *Water Resour Manage* **28**, 4337–4358 (2014).
51. Jodar, J. *et al.* Groundwater discharge in high-mountain watersheds: A valuable resource for downstream semi-arid zones. The case of the Bérchules River in Sierra Nevada (Southern Spain). *Science of The Total Environment* **593–594**, 760–772 (2017).
52. Rivadeneira Vera, J. E., Zambrano Mera, Y. E. & Pérez-Martín, M. A. Adapting water resources systems to climate change in tropical areas: Ecuadorian coast. *Science of The Total Environment* **703**, 135554 (2020).
53. Virtanen, P. *et al.* SciPy 1.0: fundamental algorithms for scientific computing in Python. *Nat Methods* **17**, 261–272 (2020).
54. Moriasi, D. N. *et al.* Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE* **50**, 885–900 (2007).
55. Senent-Aparicio, J. *et al.* BULL Database – Spanish Basin attributes for Unravelling Learning in Large-sample hydrology. Zenodo <https://doi.org/10.5281/zenodo.10605646> (2024).
56. Radinger, J., Alcaraz-Hernández, J. D. & García-Berthou, E. Environmental and spatial correlates of hydrologic alteration in a large Mediterranean river catchment. *Science of The Total Environment* **639**, 1138–1147 (2018).
57. Leduc, C., Pulido-Bosch, A. & Remini, B. Anthropization of groundwater resources in the Mediterranean region: processes and challenges. *Hydrogeol J* **25**, 1529–1547 (2017).

Acknowledgements

This research was supported by the project TwinTagus from the Spanish Ministry of Science and Innovation under grant PID2021-128126OA-I00. Gerardo Castellanos-Osorio was supported by the Ministry of Science, Innovation and Universities of Spain under an FPI grant (PRE2022-101437).

Author contributions

J.S.-A. developed the conceptualization of the study, drafted the first version of the manuscript, and was the lead author. G.C.-O., P.J.-S., A.L.-B., F.S.-M. and J.P.-S. handled the data extraction, processing and technical validation of the BULL dataset. All co-authors contributed to organizing and editing the drafts and the final version of the manuscript.

Competing interests

The authors declare no competing interests.

Additional information

Correspondence and requests for materials should be addressed to J.S.-A.

Reprints and permissions information is available at www.nature.com/reprints.

Publisher's note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Open Access This article is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License, which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons licence, and indicate if changes were made. The images or other third party material in this article are included in the article's Creative Commons licence, unless indicated otherwise in a credit line to the material. If material is not included in the article's Creative Commons licence and your intended use is not permitted by statutory regulation or exceeds the permitted use, you will need to obtain permission directly from the copyright holder. To view a copy of this licence, visit <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>.

© The Author(s) 2024

Spain where a large number of dams makes Spanish rivers among the most regulated in the world, making it a great challenge to find those whose regime has not been altered.

However, recently published datasets following the recommendations of the CARAVAN initiative for Spain²⁷ have not provided a detailed analysis of this issue. For instance, the degree of regulation is calculated in the CARAVAN initiative based on the Global Reservoir and Dam (GRanD) database developed by Lehner *et al.*³¹. Considering Spain, CAMELS-ES includes the degree of alteration and, the information provided by the Spanish Ministry of Environment on whether there are dams upstream of the gauging station. However, these criteria are not enough to identify hydrological anthropisation, since groundwater exploitation upstream of the monitoring station in some gauging stations is so important that the hydrological regime of the river is clearly altered despite the absence of dams. Hence, our work compared the observed flows of all study basins with the flows simulated by the national-scale hydrological model (Integrated System for Rainfall-Runoff Modelling, SIMPA)³² to identify basins with minimally altered hydrological regimes.

Precipitation is a pivotal factor in hydrological modelling since it significantly influences the accuracy³³. This relationship exhibits nonlinearity despite its undeniable connection to various processes within the hydrological cycle, including the amount, intensity, and distribution. Nonetheless, precise precipitation assessment remains paramount for hydrological modelling, as it furnishes meteorological data crucial for hydrological studies³⁴. Thus, ensuring reliable and accurate precipitation data at adequate spatial and temporal resolutions is imperative for scrutinising climate trends and effective water resource management³⁵. Estimating precipitation across space poses challenges due to its spatio-temporal diversity and the complexity of involved physical processes³⁶. However, recent advancements have seen notable strides in developing global reanalysis systems that combine observations of diverse variables with numerical weather predictions through data assimilation techniques³⁷. ERA5-Land³⁸ is one such reanalysis product the CARAVAN initiative recommends by the CARAVAN initiative for extracting meteorological forcing data. However, recent studies³⁹ evaluating this product for Peninsular Spain have highlighted its poor detection capacity on the Mediterranean coast, especially during the summer. Other recent initiatives²⁷ include the EMO-1 meteorological dataset⁴⁰ developed for Europe at a higher resolution than ERA5-Land within the CAMELS-ES dataset. However, its performance has not yet been evaluated for Peninsular Spain. The BULL database includes the weather data for ERA5-Land and EMO-1 for all catchments, as well as the official grid of the Spanish State Meteorological Agency, whose performance has been shown as highly suitable for hydrological modelling³⁴.

The main objective of this study was to present the BULL database, which was developed for application in large-scale hydrological studies following the CARAVAN initiative's procedures. In addition, the 484 catchments were analysed to determine which had unaltered hydrological regimes. Moreover, data from three meteorological reanalysis products were analysed, considering precipitation and temperature estimation as well as their influence on the hydrological simulation using the Témez⁴¹ hydrological model. The BULL database expands on previous efforts by other authors, including hydrometeorological daily time series from 1951 to 2021. This database provides opportunities for identifying long-term trends for climate research over decades as well as conducting short-term local water cycle analyses in specific basins. The BULL database can also serve as a benchmark dataset for improved modelling and analysis tools in Peninsular Spain and holds potential for further extensions, such as refining the temporal resolution from daily to hourly, adding water quality and chemical data, and incorporating data from over 400 reservoirs available in the Official Gauging Station Network of Spain (ROEA).

Methods

The conceptual framework designed to build the BULL dataset is shown in a flowchart in Fig. 1. The first part of this study selected the basins to include in the BULL database. All available basins in the ROEA were considered. Additional information from flow gauge stations provided by the Catalan Water Agency (ACA) and the Andalusian Environmental Information Network (REDIAM) was also obtained. These data were subjected to a series of selection criteria to obtain 484 basins. Secondly, the code provided by the CARAVAN initiative was used to extract meteorological forcing data from ERA5, and basin attributes to extend CARAVAN with data from 484 basins in Spain. Subsequently, an analysis was conducted to determine how many of these 484 basins were unaltered by comparing observational data with national-scale hydrological model SIMPA data. SIMPA is a distributed hydrological model that Spanish authorities use to evaluate water resources in natural regimes. It simulates the natural water balance and provides information about the main hydrological variables at a monthly time step and with a spatial resolution of 500 m. Finally, meteorological data from AEMET and EMO-1 products were extracted for all basins, analysing their performance, and simulating hydrological processes through the Témez hydrological model to highlight the influence of the meteorological data in hydrological simulation.

Basin selection and delineation. Selecting basins for the BULL database began with data from the flow measurements available at the 1,634 stations registered in the ROEA, ACA, and REDIAM. Next, initial filtering excluded all flow measurement stations that only had data before 1951 since the available meteorological data from the Spanish Meteorological Agency began that year. As a result, the number of stations was reduced to 1,431. Then, the CARAVAN initiative's recommended filter regarding the size of the basins was applied, discarding those smaller than 100 km² or larger than 2000 km², which reduced the number of available stations to 848. Subsequently, the percentage of gaps in the data from these stations was analysed, eliminating those with a percentage of gaps greater than 10%, reducing the number of available stations to 764. Finally, the minimum number of years with complete data available at these stations was studied, discarding all stations with less than 20 complete years of data, resulting in the total number of basins analysed in the BULL database, which was 484 (Fig. 2a). Two hundred twenty-nine of these basins have forest as the primary land use. Regarding size, 59% (n = 286) have

5.4. RESEARCH PAPER 4: UNCERTAINTY IN ECOLOGICAL FLOW CALCULATIONS UNDER SPANISH LEGISLATION AND METHODOLOGICAL PROPOSALS FOR STRATEGIC BASINS. CASE STUDY: ARANJUEZ (TAGUS RIVER).

Senent-Aparicio, J., Castellanos-Osorio, G., Abbas, S. A., Cabezas, F., Bailey, R. T. Uncertainty in ecological flow calculations under Spanish legislation and methodological proposals for strategic basins. Case study: Aranjuez (Tagus River).

<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129837>.

Uncertainty in ecological flow calculations under Spanish legislation and methodological proposals for strategic basins. Case study: Aranjuez (Tagus River)

Javier Senent-Aparicio¹, Gerardo Castellanos-Osorio², Salam A. Abbas³, Francisco Cabezas^{4,5}, Ryan T. Bailey³

¹Centro de Investigaciones sobre Desertificación, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CIDE, CSIC-UV-GV), Carretera Moncada-Náquera, km 10,7, 46113 Moncada, Valencia, Spain; javier.senent@csic.es

²Department of Civil Engineering, Catholic University of San Antonio, Campus de Los Jeronimos s/n, 30107 Guadalupe, Murcia, Spain; gadicastellanos@ucam.edu

³Department of Civil and Environmental Engineering, Colorado State University, Fort Collins, CO 80521, USA;

⁴Department of Ecology and Hydrology, University of Murcia, 30100 Murcia, Spain; cabezas@um.es

⁵Euro-Mediterranean Water Institute, Murcia, Spain

* Corresponding author: javier.senent@csic.es; Tel.: +34-963-424-207

Abstract

Study region: This study focuses on the Aranjuez section of the Upper Tagus River Basin in central Spain. The area, characterized by a Mediterranean climate and mixed land use, plays a critical role in national water management as part of the Tagus-Segura Water Transfer system.

Study focus: The research evaluates uncertainties in ecological flow (EF) estimation methods outlined in the Spanish Hydrological Planning Instruction (SHPI), using a high-resolution SWAT+*gwflow* model to simulate daily streamflow. It investigates three key drivers of uncertainty in EF outcomes: (1) the use of daily versus monthly flow data, (2) the effect of the time series length, and (3) the intra-annual variation factors applied to distribute EFs seasonally. A total of 115,668 EF scenarios were developed using combinations of flow series, disaggregation techniques, and statistical methods prescribed by SHPI.

New hydrological insights for the region: The study reveals that using monthly instead of daily data leads to systematic overestimation of EFs—by up to 12%—due to the smoothing of low-flow extremes. Furthermore, EF estimates vary by more than 2 m³/s depending on the time series length and are highly sensitive to the chosen seasonal variation factors, which lack standardized justification. These methodological choices introduce significant uncertainty into EF policies. The SWAT+*gwflow* model demonstrated excellent performance in simulating streamflow and evapotranspiration, supporting its use in strategic basins and reinforcing the need for stricter, scientifically grounded EF protocols in Spanish hydrological planning.

Keywords: Environmental flows, SWAT+ model, *gwflow*, Tagus, hydrological planning.

1 Introduction

Accurately estimating environmental flows has become a significant challenge in river basins worldwide (Ahn et al., 2018). In recent decades, excessive water extraction for economic purposes has severely impacted river ecosystems, leading to reduced flow, environmental degradation, and a sharp decline in biodiversity (Yang et al., 2008). To mitigate environmental deterioration, the concept of environmental flows was introduced, referring to the minimum river flow necessary to ecosystem protection objectives (Palau and Alcázar, 2012). However, maintaining these flows often conflicts with human demands (Pastor et al., 2019), complicating

41 the implementation of protection strategies by decision-makers. With global population growth
42 and climate change, the demand for water resources is expected to rise (Momblanch et al.,
43 2016). In water-scarce basins, such as those in the Mediterranean, allocating environmental
44 flows must balance ecological protection and economic development (Paredes-Arquiola et al.,
45 2014; Wang et al., 2024).

46 Interbasin water transfers (IBWTs) are highly controversial in water resources planning,
47 often causing tensions between donor and receiving regions (Zhang et al., 2015). Among the
48 major IBWT projects globally is the Tagus-Segura water transfer (TSWT) in Spain (Shumilova
49 et al., 2018). Constructed in the 1970s, the TSWT transfers up to 650 hm³/year from the
50 Entrepeñas and Buendía reservoirs in the Tagus headwaters to southeastern Spain for irrigation
51 and domestic water supply. Since its operation began in 1979, the TSWT has been a contentious
52 issue in Spanish water management, generating significant tensions among stakeholders
53 (Senent-Aparicio et al., 2021b). A critical concern is the environmental flow (EF) required in
54 the Tagus River, which impacts the maximum monthly release target (Valerio et al., 2023). The
55 Tagus River Basin Hydrological Plan 2021-2027 (TRBP) recently increased this EF to 8.6 m³/s
56 by 2027. While donor basin stakeholders deem this flow insufficient (Baeza Sanz, 2021),
57 receiving basin stakeholders in southeastern Spain consider it overestimated and scientifically
58 unjustified, potentially reducing future transfer volumes by about 50%
59 (PricewaterhouseCoopers, 2020). Despite the ongoing controversy, the TSWT plays a pivotal
60 role in sustaining the socioeconomic fabric of southeastern Spain, particularly in the regions of
61 Murcia, Alicante, and Almería. The transferred water supports high-value irrigated agriculture,
62 which contributes significantly to national food exports and local employment (Rupérez-
63 Moreno et al., 2017). Moreover, the TSWT ensures urban water security for over 2.5 million
64 inhabitants and supports tourism, a key driver of the regional economy (Buendía Azorín et al.,

2025). Therefore, any reduction in transfer volumes could have profound economic and social repercussions for the southeast of Spain.

The Spanish Hydrological Planning Instruction (SHPI) provides the official framework for determining ecological flows in river basin management (Baeza Sanz et al., 2018). However, its flexible nature and the variety of methodologies it permits—ranging from hydrological percentiles to moving averages or hydrobiological models—lead to a broad range of possible outcomes (Mezger et al., 2019). This variability, though compliant with the SHPI, largely depends on subjective decisions such as the method selected, the temporal resolution of the flow series (monthly vs. daily), the calculation period, and intra-annual adjustment factors. As a result, applying the SHPI does not produce a unique or consistent value, but rather a wide set of plausible estimates that introduce considerable technical and legal uncertainty. Reducing this uncertainty is essential for improving transparency, decision-making, and stakeholder trust in ecological flow assessments.

Although the SWAT model has been previously used to generate daily natural flow series (Senent-Aparicio et al., 2021a), it presents notable limitations in simulating groundwater processes due to its simplified linear reservoir approach and assumption of aquifer homogeneity (Rodríguez-Castellanos et al., 2025; Yimer et al., 2023b). These constraints reduce its accuracy in basins where groundwater–surface water interactions are significant. SWAT+ improves surface hydrology simulation, but its subsurface representation remains limited (Bailey et al., 2020). To overcome this, the *gflow* module was developed, introducing a physically based, spatially distributed approach that models unconfined aquifers as grid cells with dynamic water balance calculations (Abbas et al., 2024b). This integration enhances the model's ability to simulate recharge, lateral flow, and groundwater exchange using Darcy's Law (Abbas et al., 2024c; Bailey et al., 2023), making *SWAT+gflow* a more robust tool for hydrological studies in heterogeneous aquifer systems (Abbas et al., 2024a; Yimer et al., 2023a).

90 Disaggregation techniques for transforming monthly to daily streamflow data offer practical
91 value in hydrological modeling, but they exhibit important limitations. Many approaches,
92 including those by Kumar et al. (2000) and Acharya and Ryu (2014), are computationally
93 demanding and can become difficult to implement in high-dimensional or multisite contexts
94 due to the large number of parameters and constraints involved. Several methods also struggle
95 to preserve continuity between months and accurately capture hydrologic extremes, especially
96 in arid or semi-arid regimes or when rainfall data are highly variable or sparse (Portela and
97 Silva, 2016). As reported by Hughes and Slaughter (2015), the reliability of disaggregated daily
98 flows depends strongly on the quality and representativeness of input rainfall data, and results
99 can deteriorate when using satellite-derived rainfall with bias or timing mismatches. Similarly,
100 Slaughter et al. (2015) emphasized that the performance of disaggregation models is sensitive
101 to antecedent precipitation parameters and that calibration is challenging in data-scarce
102 environments. Portela and Silva (2016) also noted that although their method of fragments
103 approach can preserve statistical properties of historical series, it lacks a systematic criterion
104 for fragment classification and may not simulate inter-annual dynamics or temporal variability
105 in a physically meaningful way. Overall, while these techniques can produce plausible daily
106 flow sequences, their reliability is constrained by methodological, data, and regional factors that
107 must be carefully considered before application.

108 Therefore, this study aims to assess the need for revising the criteria used to calculate
109 environmental flows under the Spanish Hydrological Planning Instruction (SHPI), focusing on
110 the implications for river management in the Tagus Basin. Specifically, the research explores
111 four key aspects: (1) the advantages of employing a coupled surface-groundwater model
112 (SWAT+*gwflow*) for generating more realistic daily streamflow series, (2) the influence of the
113 length of the data series used for environmental flow estimation, (3) the effect of intra-annual
114 variation factors applied to distribute flows across the year, and (4) the potential overestimation

of environmental flows when monthly instead of daily flow data are used. These objectives address current uncertainties in SHPI implementation and aim to provide scientifically grounded recommendations for improving the robustness, transparency, and applicability of environmental flow regulations in strategic and hydrologically complex basins.

2 Study Area and legislative Framework

2.1 Study area

The Upper Tagus River Basin (UTRB), located in central Spain, covers a total area exceeding 9,200 km², with approximately 7,400 km² situated in the headwaters up to the Entrepeñas and Buendía reservoirs and around 1,800 km² extending from these reservoirs to Aranjuez. Characterized by a Mediterranean climate, the UTRB experiences cold winters and warm summers, with average annual precipitation of about 600 mm in the headwaters, decreasing to around 400 mm between Entrepeñas-Buendía and Aranjuez. Snowfall is frequent in winter at higher altitudes, contributing to the seasonal water flow (Lorenzo-Lacruz et al., 2010). Elevations range from 490 to 1,920 meters above sea level, with an average altitude of 1,430 meters (Figure 1).

Land use varies significantly along the basin. In the headwaters, forests dominate, covering 42.8% of the landscape, while in the downstream areas, non-irrigated arable land accounts for 49% of the land cover. The dominant soils are Alfisols from the reservoirs to Aranjuez and Inceptisols in the headwater area of the studied basin. Detrital Cenozoic deposits are prominent in the western section, while Mesozoic calcareous rocks characterize the eastern area, forming essential aquifers (Molina-Navarro et al., 2014).

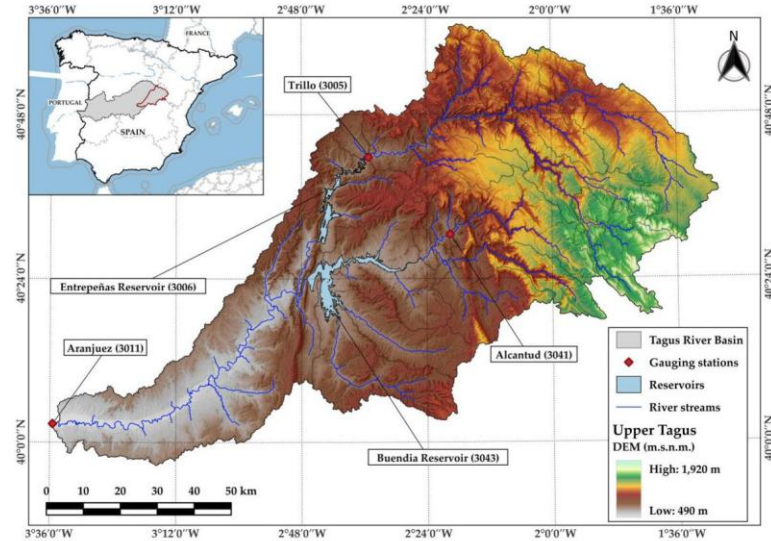


Fig. 1. Study watershed showing the location, stream network, river gage stations, and topographic features.

2.2 Methodologies recommended by the Spanish Hydrological Planning Instruction

The SHPI provides the legal and technical basis for defining ecological flows within river basin planning (Baeza Sanz et al., 2018). It conceptualizes ecological flows as a regime composed of several components, including minimum and maximum flows, flows necessary for key ecological processes, and flow variation rates to control rapid hydrological changes. Among these, the SHPI gives particular importance to the definition of minimum flows, recommending the use of hydrological and hydrobiological (habitat-based) methodologies for their estimation. However, it does not offer guidance on other approaches, such as hydraulic or holistic methods, which are excluded from its official scope (Baeza Sanz et al., 2018).

To determine minimum flows, the SHPI favors statistical indicators derived from daily natural streamflow data covering at least two decades. These indicators commonly include flow percentiles such as Q95 and Q85, which reflect low-flow extremes relevant to ecological health.

150 Alternatively, moving average methods, like calculating the average of the annual minimum
151 21-day or 25-day flows, can also be employed. The duration of these averaging windows is not
152 rigidly defined and should be chosen based on flow-duration curve analysis. Within the Tagus
153 River Basin, time windows of 21 and 25 days have been used in precedent studies (Baeza Sanz
154 and García De Jalón, 1997). A more refined hydrological method known as the QBM (Basic
155 Flow Method), developed by Palau and Alcázar (2012), is widely adopted in practice, despite
156 not being explicitly referenced in the SHPI (Senent-Aparicio et al., 2021a).

157 When direct daily records are lacking at a specific location, the SHPI authorizes two
158 methodological alternatives: the creation of a daily streamflow series through hydrological
159 modeling or the disaggregation of a monthly natural flow series using daily patterns from nearby
160 natural or quasi-natural gauging stations. These approaches are intended to ensure that essential
161 daily variability, especially during ecologically critical low-flow periods, is preserved.
162 Furthermore, when applying hydrobiological methods, the use of other flow percentiles such as
163 Q10 and Q25 is encouraged, particularly in situations where flow-habitat relationship curves
164 do not exhibit clear maxima (Baeza Sanz et al., 2018; Palau and Alcázar, 2012). These
165 alternative indicators provide a broader statistical foundation for assessing flow-habitat
166 dynamics.

167 In summary, the SHPI sets forth a flexible yet technically rigorous framework for ecological
168 flow estimation. While it outlines preferred methodologies and statistical tools, it leaves room
169 for expert judgment in choosing appropriate time windows and data sources, provided these
170 choices are well-supported. Nevertheless, this methodological openness can introduce
171 variability and subjectivity into ecological flow estimates. Ensuring consistent, transparent, and
172 ecologically justified applications of SHPI guidelines remains critical for improving the
173 robustness and legitimacy of flow regulation decisions in Spanish river basins.

174

175 *2.3 Methodology applied in the TRBP for the calculation of the ecological flows.*

176 TRBP departs from the official methodology outlined in the Spanish Hydrological Planning
177 Instruction (SHPI) in three key aspects related to the determination of ecological flows:

178 **Use of Monthly Instead of Daily Flow Data:** The TRBP calculates ecological flows using
179 monthly flow series, rather than the daily series recommended by the SHPI. In Annex 5 of the
180 plan, it is acknowledged that this decision was made due to the lack of non-altered reference
181 sites with available daily data for disaggregating monthly flows. Accordingly, the plan directly
182 applies hydrological percentiles to monthly flow series. While this may be a practical solution
183 for many rivers in the Tagus Basin, it is not appropriate for the case of Aranjuez. In this area,
184 high-quality daily data series exist at upstream gauging stations with natural or quasi-natural
185 conditions—specifically Trillo (on the Tajo River) and Alcantud (on the Guadiela River). These
186 stations provide reliable, long-term (over 20 years), and representative data, meeting all the
187 SHPI requirements for using daily flows. This study demonstrates that applying the SHPI's
188 recommended methodology using daily data is not only feasible in Aranjuez but also more
189 scientifically robust than the TRBP's generalized approach.

190 **Time Period of the Flow Series:** The TRBP uses flow data from 1980/81 to 2017/18, which
191 is a reasonable time span. However, the SHPI emphasizes that the time series used must be both
192 long enough (minimum of 20 years) and representative of current conditions. If trends—such
193 as those related to climate change—are detected in the historical data, using older records may
194 introduce bias. Therefore, it may be necessary to reassess whether the selected time period still
195 meets the SHPI's requirement for recent and relevant data.

196 **Lack of Justification for Intra-Annual Variation Factors:** The TRBP applies seasonal
197 adjustment factors (variation coefficients) to distribute ecological flows throughout the year.
198 However, the plan does not explain how these coefficients were selected or provide any

technical basis for their values. It states that different coefficients were used at 18 locations across the basin, including along the Tajo River, but offers no justification or consistency with SHPI guidance. For example, the TRBP defines the minimum flow for each quarter by taking the lowest monthly quantile within that quarter. This may appear reasonable but is not supported by the SHPI. The SHPI implies that minimum flows should be calculated using daily percentiles aggregated across each quarter, preserving the seasonal structure of the flow regime. Instead, the TRBP's approach introduces additional uncertainty and arbitrariness.

3 Materials and Methods

This study analyzes the estimation of environmental flows using various natural regime streamflow series. These include national-scale monthly data from SIMPA and its regional adaptation SIMPA-ADJ, as well as daily and monthly series generated by a specifically developed SWAT+*gflow* model. All monthly natural regime series—whether from SIMPA, SIMPA-ADJ, or SWAT+*gflow*—were disaggregated to daily scale using four different techniques based on observed natural daily flow patterns in the study area. These patterns allowed for the creation of 31 different daily streamflow series. Using these series, environmental flows were calculated following the hydrological methods recommended in the SHPI, including percentile methods (Q95, Q90, Q85) and moving average methods (21Qm, 25Qm, and Qb). Consequently, a total of 115,668 flow estimation hypotheses were generated, all within the methodological framework and recommendations established by the SPHI. Additionally, the study assessed key sources of uncertainty within the SPHI framework, including: (1) the impact of series length on ecological flow estimates, given that the SPHI only specifies a minimum of 20 years; (2) the potential overestimation of ecological flows when using monthly data instead of daily, as done in the TRBP; and (3) the effect on total annual ecological flow when redistributing the minimum monthly flow (typically from the driest month) across the rest of the year.

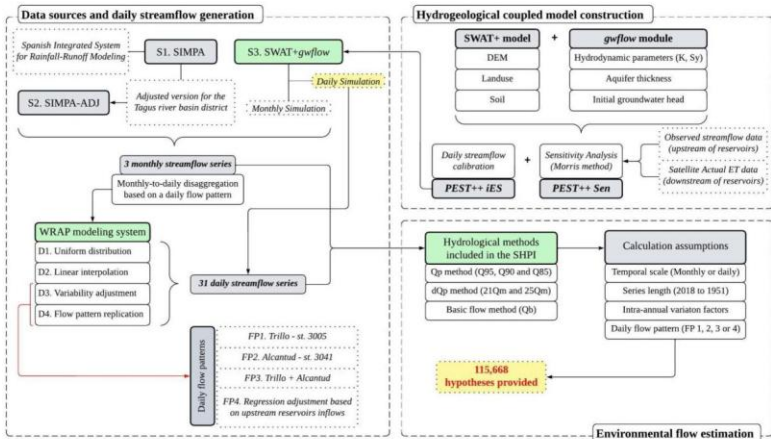


Fig. 2. Methodology flowchart.

3.1 Calculation of the ecological flow in Aranjuez according to the Spanish Hydrological Planning Instruction.

This section applies the SPHI to estimate the ecological flow in Aranjuez, strictly following the criteria and recommendations established in the Instruction. As previously mentioned, the series used for estimating minimum environmental flows must consist of daily flow data representative of natural flow conditions at the point of interest, spanning at least 20 years. In the absence of such an actual observed data series—a relatively common situation—the SPHI indicates two procedures for estimation: 1) generating a series directly through daily-scale hydrological modeling, and 2) obtaining daily data by disaggregating a monthly natural flow series at the point of interest, using nearby natural or quasi-natural daily series as a pattern. In the case of Aranjuez, there is no natural or quasi-natural daily data series at this point, so the SPHI procedures for estimation must be applied. The following sections detail the different monthly series used for these calculations, the disaggregation techniques applied to generate daily-scale series from the monthly series, the pattern stations used for this disaggregation, and,

240 finally, the hydrological methods recommended by the SPHI that have been applied to estimate
241 ecological flows.

242 3.1.1 Monthly natural regime series

243 For selecting a natural monthly series in Aranjuez to use as a basis for daily-scale
244 disaggregation, a decisive advantage lies in the availability of a key previous official resource:
245 the SIMPA monthly series collection. This series was developed for all of Spain by the
246 Hydraulic Studies Center (CEDEX) and is standardly used in hydrological planning work
247 across all Spanish river basin districts. Because SIMPA is based on a distributed model, it can
248 generate a series at any point on the river network, in this case, the Tajo River in Aranjuez. The
249 complete, uninterrupted series covers the period from 1940/41 to 2017/18 and is publicly
250 available for download on the Ministry's website (MITECO, 2024).

251 Additionally, a modified version of the standard SIMPA series, developed by the Tajo River
252 Basin Authority to better fit its data, is also available (CHT, 2022). This version is only provided
253 for select points within the Tajo basin, including Aranjuez, and covers the same timeframe as
254 the standard SIMPA series. Finally, there is access to both a daily series and its monthly
255 aggregation, derived through modeling with the SWAT+ model combined with the *gwflow*
256 module, as demonstrated in this study. As shown in the accompanying table of annual statistics
257 for the common period, all four series present similar average inflow values, close to 900
258 hm³/year.

259 Table 1. Monthly Series Statistics (hm³/year).

	SIMPA	SIMPA Ajustado	SWAT+ <i>gwflow</i>
Mean	866.16	809.24	813.88
Median	786.38	777.39	763.16
Maximum	1904.41	1426.68	1726.30
Minimum	106.00	128.31	118.54
Std. Dev.	477.66	311.99	368.30

260

261 *3.1.2 Natural regime daily series used as a pattern for disaggregation*

262 To disaggregate monthly flow series into daily values, it is essential to rely on reference daily
263 flow series that reflect natural or quasi-natural hydrological conditions similar to those at the
264 point of interest—in this case, Aranjuez. Two such series were identified upstream: the Trillo
265 station on the Tajo River (EA3005) and the Alcantud station on the Guadiela River (EA3041).
266 Both stations have continuous, high-quality records spanning over 20 years and are
267 representative of natural flow regimes.

268 The Trillo station is the most relevant for Aranjuez, as it is located directly on the Tajo River.
269 Although it is situated upstream, no major tributaries or water abstractions significantly alter
270 the flow between Trillo and Aranjuez. This means the low-flow regime observed at Trillo is
271 highly similar to that at Aranjuez. Importantly, attenuation processes—such as those caused by
272 river storage or floodplains—do not affect low-flow periods, since these typically span several
273 days and are not altered by the relatively short water travel time in this river segment. Therefore,
274 Trillo is considered the primary reference station for representing the low-flow regime in
275 Aranjuez.

276 The Alcantud station on the Guadiela River serves as a complementary reference. The
277 Guadiela is a major tributary of the Tajo, and the flow patterns at Alcantud are highly
278 synchronized with those at Trillo. Both rivers respond similarly to regional meteorological
279 drivers, such as precipitation and drought events, due to their geographic proximity and similar
280 hydrological characteristics. Periods of high flow, as well as droughts, occur simultaneously,
281 further confirming their suitability as pattern sources.

282 In addition to using each station separately, combined reference series were also evaluated.
283 These include the total combined flow of Trillo and Alcantud or an alternative approach that
284 uses the Trillo series together with an adjusted version of the Alcantud series to account for

285 additional contributions from the basin area up to Buendía reservoir. For these combined
286 patterns, linear regression techniques were applied using overlapping daily data to ensure
287 consistent scaling between stations.

288 The availability of these high-quality, long-term daily flow series is a key advantage of the
289 Aranjuez case study, making it possible to apply the Spanish Hydrological Planning
290 Instruction's recommended procedures for daily disaggregation with a solid technical
291 foundation. Daily data from both Trillo and Alcantud are publicly accessible from the CEDEX
292 website (CEDEX, 2024).

293 *3.1.3 Techniques applied for disaggregation from monthly to daily streamflow*

294 Existing techniques for disaggregating monthly to daily flows are varied, each with different
295 conceptual and technical complexities. This study considered five different disaggregation
296 techniques. Four are included in the Daily Simulation Module (SIMD) of the WRAP (Water
297 Rights Analysis Package) model. The techniques in this package are uniform distribution, linear
298 interpolation, variability adjustment, and replication of daily flow patterns, described in more
299 detail at Castellanos-Osorio et al. (2023) and Wurbs and Hoffpauir (2019). The final
300 disaggregation technique applied is the Denton-Cholette technique, widely used in
301 econometrics, which requires solving a constrained quadratic optimization problem (Sax and
302 Steiner, 2013; Zasina and Zawadzki, 2017). More details on this technique can be found in
303 Dagum and Cholette (2006).

304 Although the constant and linear techniques do not require a supporting daily pattern series
305 (strictly speaking, they do not meet the requirements established by the SPHI), they were
306 included in this analysis because, as mentioned, the constant technique effectively treats
307 monthly data as daily, aligning with the methodology used by the TRBP (see section 2.3). On
308 rare occasions, these methods may result in negative values, which are filtered out by setting

309 them to zero without any loss of accuracy, as flows are always permanent, never intermittent or
310 seasonal. Such minimal adjustments are rare and are always below the 5th percentile of
311 minimum flows.

312 A reasonable choice among basic techniques would be to use the proportional day-to-month
313 pattern. However, this method has the drawback of introducing artificial steps at month-to-
314 month transitions, which disrupts the continuity between the last day of one month and the first
315 of the next. While often minor, in some cases, these steps can be significant. Advanced
316 statistical techniques, though much more numerically complex, eliminate this issue and ensure
317 continuity in the daily hydrograph in all cases.

318 *3.1.4 Hydrological methods applied for environmental flow estimation*

319 With the daily natural flow series constructed for analysis, the set of statistical indicators
320 relevant for characterizing ecological minimums must be selected, applying the hydrological
321 methods established by the current SPHI. These indicators include Q95, Q85, and 21Qm, with
322 possible additions such as QBM, 25Qm, and 7Qp. It should be noted that the standard selection
323 of 21 or 25 days as applicable durations requires verification that these periods indeed represent
324 continuous low-flow intervals, without interruptions in the flow regime. In this study, a 25-day
325 moving average was chosen, based on previous studies by Baeza Sanz and García de Jalón
326 (1997).

327 *3.1.5 Intra-annual variation factors*

328 The minimum flow—whether referring to the basic flow (Qb), 21Qm, or 25Qm—must be
329 adapted into an annual flow regime using variation factors that align the minimum flow with
330 natural hydrograph patterns. While the SHPI method allows only for low- and high-water flows,
331 other more prevalent methodologies establish monthly flow series proportional to natural flows.
332 Several variation factors have been used: one based on the basic flow method, a variant that

uses the cube root rather than the square root, and a similar method based on the 15th percentile of each month's flow rather than monthly averages. Another method defines a factor that scales linearly from 1 (for the month with the lowest flow) to 2 (for the month with the highest). To analyze the uncertainty associated with the use of these intra-annual variation factors, the four most commonly used variation factors in the Spanish river basin management plans have been applied, whose equations are listed below. These variation factors are mathematically expressed as follows:

$$FV1 = \sqrt{\frac{Q_i}{Q_{min}}} \quad (1)$$

$$FV2 = \sqrt[3]{\frac{Q_i}{Q_{min}}} \quad (2)$$

$$FV3 = 1 + \sqrt{\frac{Q_i - Q_{min}}{Q_{max} - Q_{min}}} \quad (3)$$

$$FV4 = \sqrt{\frac{Perc\ 15_i}{Perc\ 15_{min}}} \quad (4)$$

340

Where Q_i is the natural flow for month i , Q_{min} is the natural flow for the driest month, Q_{max} is the natural flow for the wettest month, $Perc15_i$ is the 15th percentile for month i , and $Perc15_{min}$ is the 15th percentile for the driest month. It is important to note that while the 5th and 15th percentiles at an annual level are obtained from the entire data series, the monthly percentiles are derived from the calculation of the daily flows for each month, meaning that in this case, variation factors are not applied, as the variation inherently arises from the series itself.

3.2 SWAT+ gwflow Model

The Soil and Water Assessment Tool (SWAT+) is an advanced version of the SWAT model (Arnold et al., 1998), developed to simulate the effects of land management practices on hydrology, sediment transport, and nutrient cycling in watersheds (Bieger et al., 2017). SWAT+ is semi-distributed model, improves upon SWAT by adding flexibility in defining hydrologic

352 objects—such as hydrologic response units (HRUs), reservoirs, wetlands, and routing units—
353 and allowing for a more realistic representation of spatial processes within watersheds. Each
354 HRU combines unique features of land use, soil, and slope, and the model routes water and
355 other fluxes through these units from the sub-basin level up to the watershed outlet. The model’s
356 structure enables users to simulate impacts on water resources under various land use and
357 climate conditions, supporting watershed management efforts globally (Senent-Aparicio et al.,
358 2018).

359 One key limitation of the original SWAT groundwater module was its assumption of
360 homogeneity within aquifers, which limited the accuracy of groundwater-surface water
361 interactions (Yimer et al., 2023b). To address this, the *gflow* module was introduced for
362 SWAT+ (Bailey et al., 2020). This subroutine allows SWAT+ to simulate groundwater
363 processes in a spatially distributed manner using a grid of cells that represent discrete control
364 volumes of unconfined aquifers (Abbas et al., 2024b). Unlike the earlier SWAT approach,
365 which used a simplified linear reservoir model, *gflow* simulates the dynamics of groundwater
366 storage, flow, and head at each cell by solving water balance equations based on inflows and
367 outflows.

368 The *gflow* module’s grid-based framework enables detailed modeling of groundwater
369 interactions within and across aquifer cells. Each cell in the grid updates groundwater storage
370 and head based on factors such as recharge from HRUs, lateral flow, groundwater
371 evapotranspiration, pumping, and saturation excess flow (Bailey et al., 2023). Groundwater
372 recharge results from percolation from HRUs, and exchange with streams or lakes is calculated
373 using Darcy’s Law, which accounts for streambed conductivity, aquifer properties, and
374 hydraulic gradients between cells. The module also accounts for lateral groundwater flow,
375 allowing water movement among adjacent cells, reflecting aquifer heterogeneity and dynamic
376 flow conditions (Abbas et al., 2024c).

377 SWAT+*gwflow*'s detailed groundwater simulation provides users with a tool to explore
378 groundwater conditions in heterogeneous aquifer systems, an improvement over the static
379 representation in previous SWAT versions. This grid-based approach also makes the model
380 suitable for analyzing watersheds with single-layer unconfined aquifers, where vertical
381 gradients are negligible (Bailey et al., 2023). By including this module, SWAT+ can simulate
382 land surface, soil, and subsurface hydrological processes more realistically, making it suitable
383 for studies requiring physically based groundwater modeling.

384 In summary, SWAT+ enhances SWAT's functionality by providing better spatial resolution
385 and flexibility in modeling various watershed components. The addition of the *gwflow* module
386 further improves groundwater simulations by providing a physically based, distributed
387 framework for representing groundwater dynamics (Abbas et al., 2024a). This integrated
388 approach makes SWAT+ a valuable tool for watershed management, climate adaptation
389 planning, and water resource analysis in systems where groundwater interactions play a critical
390 role.

391 3.2.1 Dataset and model setup

392 The hydrological model of the Tajo River headwaters up to Aranjuez was developed and
393 parameterized using the QSWAT plugin (version 3.9), an interface that integrates SWAT+ with
394 the open-source geographic information system QGIS (version 3.34.9). The model setup was
395 based on a Digital Elevation Model (DEM) obtained from the Spanish National Geographic
396 Institute, with a 25-meters resolution. This DEM was found to be essential for delineating the
397 drainage basin and discretizing the stream network and sub-basins. The land use classification
398 was derived from the 2018 Corine Land Cover project (CLC2018) for the study area, which
399 was subsequently reclassified to match the land use categories within the SWAT+ model. Soil
400 types were obtained from the recent Digital Soil Open Land Map (López-Ballesteros et al.,

2023), which provides detailed physical properties across six soil layers with a spatial resolution of 250 meters.

Furthermore, the model was enhanced by coupling SWAT+ with the groundwater flow module (*gwflow*), that allowed for the simulation of groundwater-surface water interactions, which are critical in semi-arid basins like the Tajo headwaters (Bailey et al., 2020). For this, it was necessary to include two additional maps: aquifer thickness and permeability zones. They provide information about vertical distance from the ground surface to bedrock, as well as hydraulic conductivity (K) and porosity (S_y), which are essential data for the initial setup of the model. These maps, as well as those previously mentioned for the construction of the initial model, were obtained through the MapSWAT tool interface (López-Ballesteros et al., 2024), an integrated plugin in QGIS interconnected with Google Earth Engine (GEE), which allows for the retrieval of all relevant information adapted to the study area.

3.2.2 Sensitivity analysis, calibration and validation

The Morris method (Morris, 1991), commonly referred to as the Elementary Effects Test, was employed to perform a global sensitivity analysis (GSA) for the SWAT+*gwflow* model. This method is a randomized, one-at-a-time (OAT) global sensitivity approach, which systematically modifies one parameter at a time to quantify its impact on model outputs such as streamflow, groundwater head, and other water balance components. It calculates the elementary effect for each parameter, which is the ratio of the change in model output to the change in the corresponding parameter, while other parameters remain constant (Campolongo et al., 2007). The Morris method allows for the identification of the most influential parameters, ensuring that the calibration process focuses on those with the greatest impact on the model's performance (King and Perera, 2013). In this study, the method was implemented using the *pestpp-sen* tool within the PEST++ framework (White et al., 2020). This analysis was crucial in avoiding over-parameterization by narrowing down the parameter set to those with

426 significant influence, thereby improving the overall model calibration and predictive capability.
427 The sensitivity analysis targeted key hydrological processes, including surface runoff,
428 evapotranspiration, lateral flow, and groundwater interactions, enhancing the model's
429 robustness and reliability.

430 The iterative Ensemble Smoother (iES) method, developed by Chen and Oliver (2013) and
431 implemented in PEST++ (White, 2018), was employed to estimate and calibrate the
432 SWAT+*gflow* model parameters. This approach refines both prior and posterior parameter
433 uncertainties through successive iterations, addressing the nonlinearity in the relationship
434 between model parameters and outputs. By adjusting parameters in an ensemble framework,
435 iES minimizes the discrepancies between observed and simulated data, ensuring that the model
436 better captures key hydrological processes. This technique, derived from the Ensemble Kalman
437 Filter (Evensen, 1994), incorporates observed data into the model simulations, allowing for a
438 robust calibration that accounts for uncertainties in model structure, initial conditions, and
439 parameter ranges.

440 For this study, the SWAT+*gflow* model was built for the 1995–2019 simulation period.
441 The warm-up period spanned from 1995 to 1999, the calibration period from 2000 to 2009, and
442 the testing period from 2010 to 2019. The model streamflow responses were evaluated using
443 the Nash–Sutcliffe efficiency (NSE) index (Nash and Sutcliffe, 1970), the percent bias
444 (PBIAS), the Kling–Gupta efficiency (KGE) (Gupta et al., 2009), and the coefficient of
445 determination (R^2), following the criteria established by Moriasi et al. (2015). Furthermore, in
446 order to enhance the interpretation of low flows performance and prevent the uncertainty caused
447 by peak values, we also incorporated the Nash-Sutcliffe Efficiency logarithm (LnNSE) as a
448 statistical index (Krause et al., 2005). Observed streamflow data to assess model response to
449 historical conditions consist of daily streamflow from the Spanish Hydrographical Studies
450 Center (CEDEX) for two locations (Fig. 1): station 3005-Trillo and 3041-Alcantud, upstream

of Entrepeñas and Buendia reservoirs, respectively. In addition, monthly satellite evapotranspiration data from GLEAM (v3.7) were used to perform a second model calibration/validation in the Aranjuez sub-basin (downstream of the reservoirs) by adjusting the actual evapotranspiration response of the SWAT+*gwflow* model for the period 2003-2018.

4 Results and discussion

4.1 SWAT+ *gwflow* Model Performance

4.1.1 Sensitivity analysis results.

The results of the Morris Screening method for parameter influence for the upper Tagus are shown in Figure 3. The interpretation of these results was fundamental for the choice of calibration parameters adapted to the study area. It was determined that the most influential hydrological processes throughout the study watershed could be ascertained by relating the mean sensitivity (μ^*) and the deviation (σ) of the parameters according to their position within the scatter plot (Morris, 1991). Depending on the other parameter values at which the model is evaluated, the effect's size could change. A standard parameter classification based on a visual evaluation of basic effect statistics was presented in this qualitative approach (Vitulo et al., 2023).

Parameter sensitivity analysis revealed that the most influential were the hydrology and evapotranspiration groups, followed by soil-related parameters, time of concentration and groundwater processes. Parameters such as *epco*, *esco* and *can_max* were to be expected given that we are analyzing a Mediterranean basin where evapotranspiration values are usually high (Molina-Navarro et al., 2014). In both the Trillo and Alcantud sub-basins, the percolation coefficient (*perco*) was sensitive, which is a parameter directly related with the adjustment of soil moisture for percolation to occur and makes sense in basins dominated by groundwater interactions (Yimer et al., 2023b). The results highlight how groundwater-channel interchange

and water table gradients are significantly impacted by streambed and aquifer hydraulic conductivity (bed_k and kaqu), as well as aquifer specific yield (syaqu) (Abbas et al., 2024c).

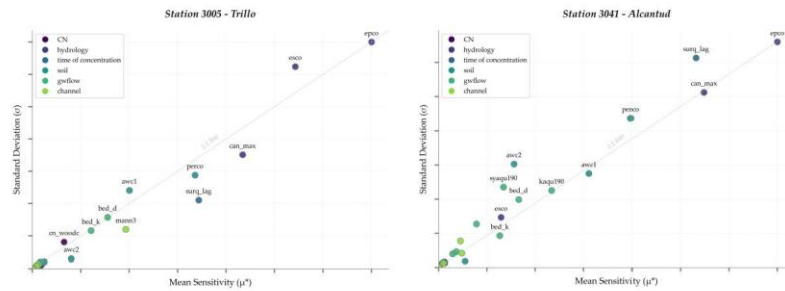


Fig. 3. Global sensitivity analysis results using Morris screening method for two river gage stations (Trillo – 3005 and Alcantud – 3041) for SWAT+gflow model. μ^* is the sensitivity measure, and σ indicates the degree of nonlinearity or factor interaction. Parameter significance and interaction effects are highlighted by their position relative to the 1:1 line.

4.1.2 Model calibration and validation results.

Table 2 shows the calibrated parameter values for the flow response by the SWAT+gflow model in the Trillo and Alcantud subbasins. Additionally, the parameters of the complementary calibration in Aranjuez subbasin for the adjustment of the ETP values of the model are shown. The reduction with respect to the default values of the plant uptake compensation factor (epco) and the soil evaporation compensation factor (esco) contributed to an increase of the model's evapotranspiration, suitable in semi-arid climates (Bressiani et al., 2015). In the case of Aranjuez, the reduction of these parameters was lower than for Trillo and Alcantud. Castellanos-Osorio et al. (2023) obtained similar results for these parameters in a recent study for nearby subbasins, as well as a decrease in the maximum canopy storage (can_max) values, directly related to the extensive vegetation covering the area. In relation to the aforementioned, a reduction of CN2 was observed, whose resulting value is consistent with previous modeling

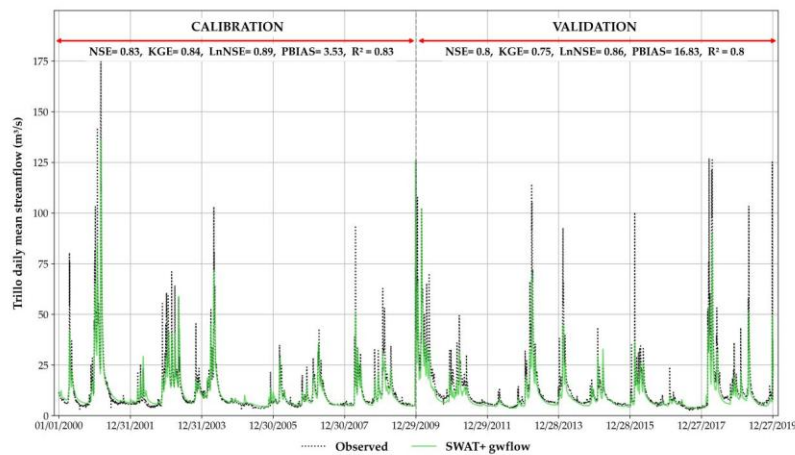
efforts (Molina-Navarro et al., 2014; Senent-Aparicio et al., 2021b). The available water capacity (awc) of the soil layer increased around 10% in the two main soils, showing a reduction in the water movement through soil layers (Qiu et al., 2012). According to Abbas et al. (2024a), the comparatively shallow groundwater levels in relation to the ground surface and channel elevation are the cause of the increase in streambed hydraulic conductivity (bed_K) values, which had a direct impact on baseflow and surface-groundwater exchange in both subbasins. The aquifer's hydraulic (Kaqu) conductivity and specific yield (Syaqu) had a direct impact on the groundwater contribution to streamflow in Alcantud. By adjusting their values, one may regulate the fluctuations in groundwater levels caused by changes in groundwater storage (Bailey et al., 2023).

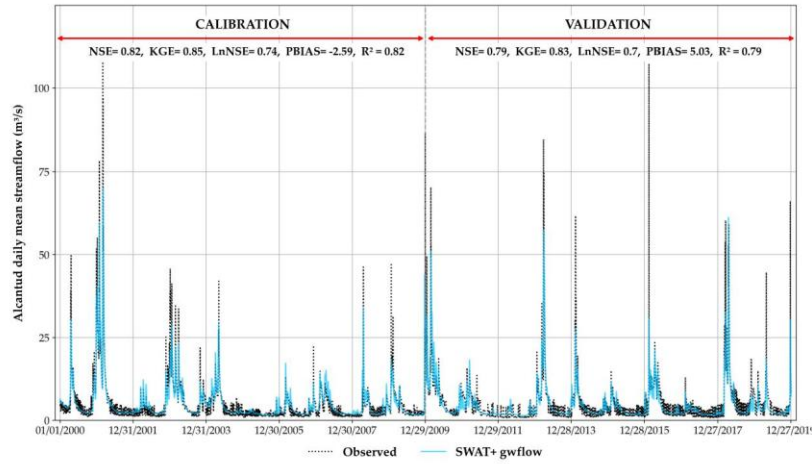
Table 2
Selected parameters and calibration values for streamflow (Trillo and Alcantud) and ETP (Aranjuez) response.

Hydrologic Process	Parameter	Description	Fitted value		
			Trillo	Alcantud	Aranjuez
Potential and actual ET	epco	Plant uptake compensation factor	0.0338	0.0251	0.2693
	esco	Soil evaporation compensation factor	0.4187	0.6399	0.5531
	can_max	Maximum canopy storage (mmH ₂ O)	31.2185	9.7428	18.8321
Surface runoff	CN2 # (1 class)	SCS runoff curve number for moisture condition II	-2.33%	-	-
Soil	awc # (2 classes)	Available water capacity of the soil layer (mmH ₂ O/mm soil)	7.94 - 13.31%	-	-
	perco	Percolation coefficient	0.38	0.21	-
Channel flow	ch_n # (1 class)	Manning's "n" for the main channel	0.0159	-	-
Time of concentration	surq_lag	Surface runoff lag time (days)	14	3	-
Groundwater flow	bed_k	Streambed hydraulic conductivity (m/day)	4.49e ⁻³	9.26e ⁻³	-
	bed_d	River depth (m)	4.22	2.45	-
	bed_t	Streambed thickness (m)	-	1.27	-
	Kaqu # (1 class)	Aquifer hydraulic conductivity for a specific zone (m/day)	-	0.134	-
	Syaqu # (1 class)	Aquifer specific yield for a specific zone	-	0.32	-

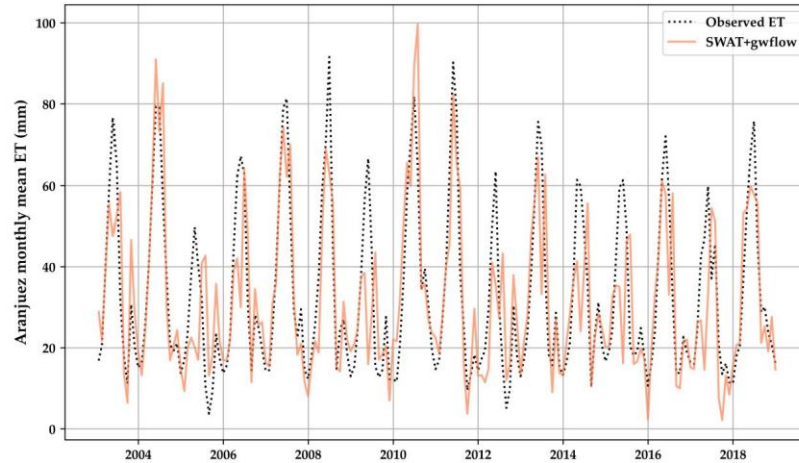
Daily statistical values and graphical performance for streamflow response in Trillo and Alcantud for calibration (2000 to 2009) and validation (2010 to 2019) period are shown in Figure 4. From an initial visual inspection between the simulated and observed flows, an adequate fit of the low flows is observed after the calibration process in both sub-basins. According to Daggupati et al. (2015), this qualitative analysis prior to the quantitative one is

essential to understand the model's behavior and trends in comparison to the real scenario. This is useful for determining whether the model is adequately representing the study area before relying on statistical results that, while they may appear satisfactory, might not reflect reality in terms of the study's objectives. The SWAT+*gwflow* showed a very good performance in reproducing streamflow according to the criteria of Moriasi et al. (2015), achieving NSE values greater than 0.80 and PBIAS values below 5% in both Trillo (green) and Alcantud (blue) for the calibration period. Similarly, the high KGE values throughout the simulation period indicated satisfactory performance according to the criteria established by Kouchi et al. (2017), reaching values close to 0.90. Regarding the section of the hydrograph relevant to the study's objectives, the model's low flows also exhibited good statistical performance in both sub-basins, with LnNSE values above 0.85 for Trillo and above 0.70 for Alcantud. For the latter, a slight decline in this statistic was observed, which may be attributed to the high variability of the low-flows measured by the existing gauging station (dashed black line).





525 **Fig. 4.** Observed and simulated daily streamflow of SWAT+*gwflow* model at two river gage stations for the
 526 calibration (2000–2009) and testing (2010–2019) periods. Performance statistics (NSE, KGE, PBIAS, LnNSE,
 527 and R^2) are reported for each period.



528

529 **Fig. 5.** Comparison between monthly average satellite-based evapotranspiration (ET) from GLEAM and
 530 simulated actual ET from the SWAT+*gwflow* model at the Aranjuez during the period 2003–2019.

Once the model was calibrated at the Trillo and Alcantud points, where daily streamflow data under natural conditions were available, a second validation of the model was carried out in the Aranjuez sub-basin, downstream of the Entrepeñas and Buendía reservoirs, by adjusting the monthly values of actual evapotranspiration (AET). The evaluation of the model's AET response against the satellite data from GLEAM (v3.7b) was performed for the period 2003-2018 and is shown in Figure 5. The results revealed satisfactory performance in predicting monthly AET, following the criteria of Moriasi et al. (2015) and Kouchi et al. (2017) ($KGE=0.77$, $PBIAS=3.86\%$, and $NSE=0.68$), complementing the good fit of SWAT+*gwflow* demonstrated upstream for flow reproduction. Model validation using GLEAM satellite data has been successfully conducted in numerous studies with hydrometeorological applications (Bai and Liu, 2018; López-Ballesteros et al., 2023; Senent-Aparicio et al., 2021c) and has proven useful when natural streamflow data are scarce.

Table 3. Natural regime simulated by SIMPA, SIMPA-ADJ and SWAT+*gwflow*.

	SIMPA	SIMPA-ADJ	SWAT+ <i>gwflow</i>
NSE	0.74/0.70	0.80/0.66	0.93/0.89
PBIAS	-4.86/12.11	-2.46/13.40	-3.38/9.82
KGE	0.83/0.69	0.76/0.54	0.94/0.75
R	0.86/0.85	0.89/0.88	0.97/0.96
LnNSE	0.75/0.74	0.82/0.74	0.91/0.90

Note: For each cell, the first value corresponds to the Trillo gauging station and the second to the Guadiela gauging station.

4.2 Ecological Flows calculated according to SPHI

4.2.1 Combination of streamflow series, disaggregation pattern series and disaggregation technique applied.

A comprehensive summary of the ecological flow estimation outcomes is provided in Figure 6, which displays boxplots of the minimum flow statistics derived from different hypothesis combinations. Each hypothesis corresponds to a unique configuration of natural streamflow series, disaggregation reference series, technique applied, and time window selected. In total, 115,668 hypotheses were evaluated, following the methodological

prescriptions of the SHPI. These results illustrate the considerable uncertainty inherent to the ecological flow estimation process under the current framework. The interquartile range (IQR) for the various statistics frequently exceeds 50% of variation in percentile methods, while for moving averages and the basic flow method, the range of variation is approximately -15% to 38%, highlighting that plausible methodological choices—each technically acceptable under the SHPI—can yield widely divergent results. This variability emphasizes the risks of attributing excessive precision to ecological flow determinations and underscores the need for narrowing the methodological flexibility currently allowed by the SHPI. While the analysis focused on hydrological methods, similar or greater uncertainty is likely to be present in hydrobiological or habitat-based methods, which involve even more variables and assumptions.

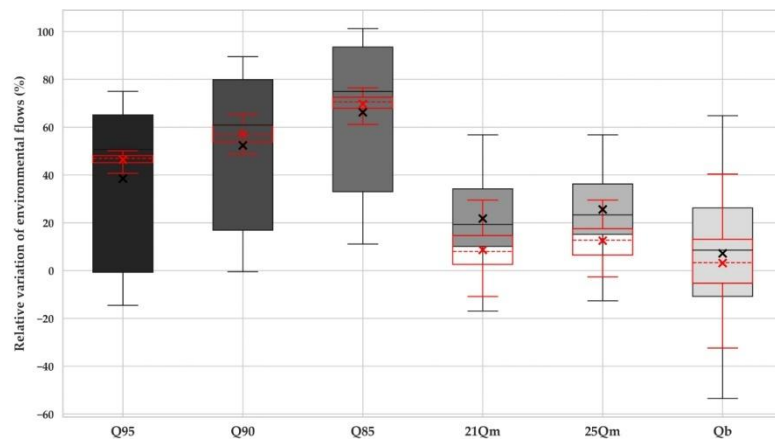


Fig. 6. Boxplot summary of ecological flow estimation uncertainty across 115,668 scenarios.

Figure 6 includes an additional visual element: red boxplots that represent the ecological flow estimates obtained exclusively using the daily streamflow series generated by the calibrated SWAT+*gwflow* model—without applying any disaggregation of monthly data. This configuration, which aligns with the strict recommendations of the SHPI for daily flow usage,

569 yields substantially narrower distributions compared to the full hypothesis set. Specifically, the
570 interquartile range of the Q95 minimum flow estimate is reduced by approximately 56% when
571 only SWAT+*gwflow* daily data is used. Similarly, Q85 and Q90 statistics show reductions in
572 variability ranging from 50% to 60%, depending on the flow indicator.

573 This reduced uncertainty strongly supports the use of high-resolution, physically based
574 hydrological models—like SWAT+*gwflow*—as a preferred method for ecological flow
575 estimation in strategic and data-limited basins. By avoiding the need for disaggregation
576 procedures, which introduce additional sources of uncertainty, the model provides a more
577 robust, consistent, and scientifically grounded basis for decision-making. Accordingly, the
578 results highlight the urgent need to reform SHPI implementation guidelines to prioritize direct
579 use of daily-scale hydrological models and constrain the excessive methodological latitude
580 currently permitted.

581 The practical outcome is the current inadequacy of the SPHI as a reliable tool for
582 objectively estimating minimum flows, and the need for its revision from this perspective. Such
583 revision should address both the generation of time series and their windows, as well as the
584 recommended statistics and calculation standards. The ultimate goal could be the establishment
585 of clearly defined objective value ranges within which different factors could be considered
586 during weighting and negotiation. If any values fall outside these ranges, the designation and
587 exception mechanisms set out in the Water Framework Directive—transposed into Spanish
588 law—should be applied.

589 4.2.2 Analysis of the uncertainty associated with the length of the time series used

590 Figure 7 illustrates the influence of data series length on the estimation of environmental
591 flows using two different hydrological methods: the 21Qm (on the left) and the Qb (on the right)
592 moving average methods. Both graphs are based on a daily streamflow simulated series from
593 1951 to 2018 using the calibrated SWAT+*gwflow* model presented in this study. The

environmental flow values were calculated by progressively extending the dataset backward from 2018, year by year, to evaluate how the series length affects the results. A clear upward trend in estimated environmental flow values can be observed as the series becomes longer, indicating the strong dependence of these hydrological methods on the time window considered.

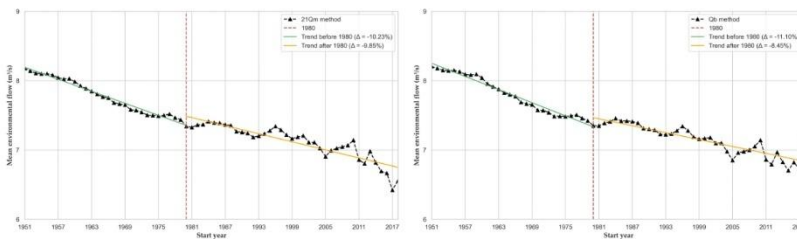


Fig. 7. Influence of Time Series Length on Environmental Flow Estimation Using 21Qm (on the left) and Qb (on the right) Methods.

Notably, the period from approximately 1950 to 1985 stands out, with subseries showing significantly higher minimum flow statistics than more recent series. This suggests that the "1980 effect" identified in the Spanish Water White Book (MITECO, 2004) for average annual contributions may also significantly influence minimum natural flow regimes—by as much as 2 m³/s. Both figures show a steeper decreasing trend before 1980 compared to the trend in the past 30 years, emphasizing a shift in hydrological behavior. Furthermore, the wide range of values obtained by applying the same method to the same dataset—differing only in the time span used—highlights the high sensitivity of environmental flow estimations to the length of the data series.

4.2.3 Analysis of the uncertainty associated with the intra-annual variation factor

The results summarized in the attached table provide insight into the effects of applying different variation factors to environmental flows on a monthly basis throughout the year. These variation factors, labeled FV1 through FV4, represent seasonal modulation coefficients applied

variation factors, labeled FV1 through FV4, represent seasonal modulation coefficients applied to a baseline minimum environmental flow—typically determined for the driest quarter, often the summer months—and extended to other months using proportional coefficients.

Table 4. Comparison of the ratio between environmental flow and mean natural flow for different intra-annual variation factors.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Annual Mean	% s/Qnat
Qnat	38.30	40.33	41.02	38.89	39.48	30.16	16.72	11.85	9.91	13.17	16.26	22.49	26.55	100%
Perc15	14.75	15.39	15.63	17.34	18.11	15.20	10.56	8.89	8.00	11.12	11.54	13.08	13.30	50%
FV1	1.97	2.02	2.04	1.98	2.00	1.75	1.30	1.09	1.00	1.15	1.28	1.51	-	-
Qb	17.50	17.96	18.11	17.64	17.77	15.53	11.56	9.73	8.90	10.26	11.40	13.41	14.15	53%
21Qm	15.88	16.30	16.44	16.01	16.13	14.10	10.50	8.84	8.08	9.32	10.35	12.18	12.84	48%
25Qm	15.98	16.41	16.55	16.11	16.23	14.19	10.56	8.89	8.13	9.38	10.42	12.25	12.92	49%
FV2	1.570	1.60	1.61	1.58	1.59	1.45	1.19	1.06	1.00	1.10	1.18	1.31	-	-
Qb	13.97	14.21	14.29	14.04	14.11	12.90	10.60	9.45	8.90	9.79	10.50	11.70	12.04	45%
21Qm	12.68	12.90	12.98	12.75	12.81	11.71	9.62	8.58	8.08	8.89	9.53	10.62	10.93	41%
25Qm	12.76	12.98	13.06	12.83	12.89	11.78	9.68	8.63	8.13	8.94	9.59	10.69	11.00	41%
FV3	1.96	1.99	2.00	1.97	1.98	1.81	1.47	1.25	1.00	1.32	1.45	1.64	-	-
Qb	17.40	17.70	17.80	17.49	17.58	16.08	13.06	11.13	8.90	11.78	12.92	14.56	14.70	55%
21Qm	15.80	16.07	16.16	15.88	15.96	14.60	11.86	10.10	8.08	10.70	11.73	13.22	13.35	50%
25Qm	15.89	16.17	16.26	15.98	16.06	14.69	11.93	10.16	8.13	10.77	11.80	13.30	13.43	51%
FV4	1.36	1.39	1.40	1.47	1.51	1.38	1.15	1.05	1.00	1.18	1.20	1.28	-	-
Qb	12.09	12.34	12.44	13.11	13.39	12.27	10.22	9.38	8.90	10.50	10.69	11.38	11.39	43%
21Qm	10.97	11.21	11.30	11.90	12.16	11.14	9.28	8.52	8.08	9.53	9.71	10.33	10.34	39%
25Qm	11.04	11.28	11.37	11.97	12.24	11.21	9.34	8.57	8.13	9.59	9.77	10.40	10.41	39%

619

A key outcome derived from the analysis is that the total annual volume of water allocated to the environmental flow regime is highly sensitive to the selected variation factor. This sensitivity arises from the lack of any formal or technical standardization in the design or application of the variation coefficients, leading to potentially large differences in results that are not necessarily grounded in ecological or hydrological justifications. For instance, if we consider the annual average environmental flow volumes derived from different methods (Qb, 21Qm, 25Qm) and corresponding to each FV, we observe significant discrepancies: under FV1, the annual average Qb is 14.1 m³/s (53% of Qnat), whereas under FV4 it drops to 11.4 m³/s (43% of Qnat). Similarly, the 21-day moving average (21Qm) ranges from 12.8 m³/s (FV1) to

629 just 10.3 m³/s (FV4), reflecting a reduction of approximately 20%. These differences translate
630 to annual volumes ranging from approximately 419 hm³ (FV1) to 340 hm³ (FV4), assuming
631 constant flow duration, which implies a difference of nearly 80 hm³/year—an amount that could
632 be critical depending on the river's flow regime and competing water uses.

633 Such variability reveals a lack of robustness in the assignment of minimum flow regimes
634 based on these factors. Notably, the monthly modulation curves for each FV demonstrate
635 differing degrees of seasonality and amplitude, which do not necessarily align with the natural
636 hydrograph of the river. In some cases, the amplification of spring flows and attenuation of
637 autumn flows may not correspond to ecological needs but rather reflect arbitrary mathematical
638 formulations (e.g., based on root functions of monthly averages). Moreover, these factors are
639 often chosen without ecological or hydrological validation, leading to arbitrary amplification of
640 the minimum flow throughout the year. This is especially problematic when such modulation
641 directly affects management decisions, legal compliance, and resource allocation.

642 *4.2.4 Use of monthly vs. daily scale flow series*

643 An important discrepancy between the Tajo River Basin Management Plan (PHT) and the
644 Hydrological Planning Instruction (SPHI) lies in the temporal resolution of the hydrological
645 series employed. While the SPHI prescribes the use of daily data series for hydrological
646 assessments, the PHT relies on monthly series. As correctly highlighted by the PHT itself, this
647 methodological difference inevitably leads to an overestimation of low-flow statistics when
648 calculated from monthly data, since monthly averaging tends to smooth extreme values. This
649 overestimation is directly transferred to the legally binding flow prescriptions currently in force
650 under the PHT. To quantify the extent of this overestimation, this study evaluated the difference
651 by calculating various low-flow percentiles (Q95, Q90, Q85) using daily series derived from a
652 coupled SWAT+ and *gflow* module implementation in Aranjuez. The results reveal that

monthly-based flow statistics can be up to 12% higher than those derived from daily data in accordance with the SPHI guidelines.

Table 5 presents the percentage variation between monthly and daily-based estimates for each month of the year. For instance, the Q95 percentile is overestimated by as much as 9.05% in March and 8.42% in January, while Q90 sees a 12.3% difference in April. Q85 also shows significant deviations, such as 7.27% in December and 5.81% in June. These findings clearly support the notion that monthly aggregation tends to inflate minimum flow estimates. Given these results, it would be reasonable—based on this methodological discrepancy alone and without considering further hydrological or ecological arguments—to apply a correction factor to reduce the monthly-derived flow estimates by approximately the same magnitude (up to 12%) in order to align more closely with SPHI-compliant assessments. This adjustment would provide a more accurate and consistent basis for environmental flow calculations in the studied case of Aranjuez.

Table 5. Monthly vs. Daily-Based Environmental Flow Estimates (Q85, Q90, Q95): Percentage Differences Using SWAT+*gwflow* Model in Aranjuez.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Q95	-8.42%	-3.99%	-9.05%	-3.48%	-3.80%	-4.89%	-4.24%	-3.42%	-4.97%	-3.98%	-3.30%	-5.81%
Q90	-4.3%	-3.6%	-3.9%	-12.3%	-3.9%	-4.7%	-3.2%	-5.0%	-4.5%	-3.4%	-2.7%	-5.3%
Q85	-4.67%	-3.84%	-3.21%	-4.61%	-3.74%	-5.81%	-2.69%	-5.08%	-4.95%	-4.08%	-3.24%	-7.27%

5 Conclusions

This study has thoroughly examined the methodological uncertainties involved in estimating ecological flows under the SHPI, using the case of Aranjuez in the Tagus River Basin as a reference. A high-resolution SWAT+*gwflow* model was developed and applied, allowing for the generation of daily natural flow series and offering a more scientifically robust basis than traditional approaches. This was essential for evaluating the implications of various methodological choices currently permitted under the SHPI.

676 The results highlight several critical findings. First, the use of monthly rather than daily
677 flow series, as adopted by the TRBP, leads to systematic overestimation of ecological flows—
678 by as much as 12%—due to the smoothing of low-flow extremes. Second, ecological flow
679 values vary significantly depending on the length of the time series used, with differences of
680 over 2 m³/s observed, especially when older historical periods are included. Third, and most
681 notably, the total volume and seasonal distribution of ecological flows are highly sensitive to
682 the selected intra-annual variation factor. The study confirms that these factors often lack formal
683 technical validation or ecological justification. Applying arbitrary or unjustified variation
684 schemes introduces major uncertainty into ecological flow regimes and may jeopardize both
685 environmental targets and the practical feasibility of water management operations.

686 The technical uncertainties identified in current ecological flow calculation methods must
687 be addressed through complementary studies that evaluate not only the ecological implications,
688 but also the effects on water supply reliability for affected demand units and the associated
689 economic and social consequences—both positive and negative—of implementation. This
690 integrated assessment aligns with the requirements of the SHPI, which further stipulates that
691 the final definition of ecological flows should emerge from a negotiation process involving
692 relevant stakeholders.

693 The SWAT+*gwflow* model used in this research demonstrated excellent performance in
694 simulating streamflow and evapotranspiration, confirming its suitability for hydrologically
695 complex and strategically important basins. Its application reinforces the need for stricter,
696 standardized criteria in SHPI implementation to reduce ambiguity and build trust among
697 stakeholders.

698 Finally, it must not be forgotten that the formal establishment of an ecological flow regime
699 should not result merely from the application of calculations—which in this case are
700 problematic and uncertain—but rather from a multi-objective and multi-criteria process that

incorporates not only environmental and hydrological considerations, but also key social and economic aspects, striving for their harmonization wherever possible. This is clearly endorsed by the SHPI itself yet has been disregarded by the TRBP in the case studied in this work.

Acknowledgments

This research was supported by the research project TwinTagus from the Spanish Ministry of Science and Innovation under grant PID2021-128126OA-I00.

References

- Abbas, S.A., Bailey, R.T., Almahawis, M.K., White, J.T., Arnold, J.G., White, M.J., 2024a. Calibration guide for watershed modeling with distributed groundwater modeling: application for the SWAT+ model. *Hydrological Sciences Journal* 6938, 1777–1796.
- Abbas, S.A., Bailey, R.T., White, J.T., Arnold, J.G., White, M.J., 2024b. Quantifying the Role of Calibration Strategies on Surface-Subsurface Hydrologic Model Performance. *Hydrological Processes* 38, e15298.
- Abbas, S.A., Bailey, R.T., White, J.T., Arnold, J.G., White, M.J., Čerkasova, N., Gao, J., 2024c. A framework for parameter estimation, sensitivity analysis, and uncertainty analysis for holistic hydrologic modeling using SWAT+. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 28, 21–48. <https://doi.org/10.5194/hess-28-21-2024>
- Acharya, A., Ryu, J.H., 2014. Simple Method for Streamflow Disaggregation. *J. Hydrol. Eng.* 19, 509–519. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000818](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000818)
- Ahn, J.M., Kwon, H.G., Yang, D.S., Kim, Y., 2018. Assessing environmental flows of coordinated operation of dams and weirs in the Geum River basin under climate change scenarios. *Science of The Total Environment* 643, 912–925. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.225>
- 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 Resources Assoc* 34, 73–89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>
- Baeza Sanz, D., 2021. Observaciones al borrador del plan hidrológico de la demarcación del Tajo en relación con el régimen de caudales ecológicos. Fundación Nueva Cultura del Agua.
- Baeza Sanz, D., García De Jalón, 1997. Caracterización del régimen de caudales en ríos de la cuenca del Tajo atendiendo a criterios biológicos. *Limnetica* 13, 69–78. <https://doi.org/10.23818/limn.13.08>
- Baeza Sanz, D., Lopez Santiago, C.A., Atienzar Pertusa, I., Novo Ruiz, P., 2018. Proposal of Environmental Flow Assessment Criteria for Exceptional Hydrologic Situations. *J. Environ. Eng.* 144. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001368](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001368)
- Bai, P., Liu, X., 2018. Intercomparison and evaluation of three global high-resolution evapotranspiration products across China. *Journal of Hydrology* 566, 743–755. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.09.065>
- Bailey, R., Bieger, K., Arnold, J., Bosch, D., 2020. A New Physically-Based Spatially-Distributed Groundwater Flow Module for SWAT+. *Hydrology* 7, 75. <https://doi.org/10.3390/hydrology7040075>
- Bailey, R.T., Abbas, S., Arnold, J., White, M., Gao, J., Čerkasova, N., 2023. Augmenting the National agroecosystem model with physically based spatially distributed groundwater

- modeling. *Environmental Modelling & Software* 160, 105589.
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105589>
- Bieger, K., Arnold, J.G., Rathjens, H., White, M.J., Bosch, D.D., Allen, P.M., Volk, M., Srinivasan, R., 2017. Introduction to SWAT+, A Completely Restructured Version of the Soil and Water Assessment Tool. *J Am Water Resour Assoc* 53, 115–130.
<https://doi.org/10.1111/1752-1688.12482>
- Bressiani, D. de A., Srinivasan, R., Jones, C.A., Mendiondo, E.M., 2015. Effects of spatial and temporal weather data resolutions on streamflow modeling of a semi-arid basin, Northeast Brazil. *Int J Agric Biol Eng* 8, 1–16. <https://doi.org/10.3965/j.ijabe.20150803.970>
- Buendía Azorín, J.D., Martínez Alpañez, R., Sánchez De La Vega, M.D.M., 2025. The vulnerability of regional agriculture regarding irrigation water from the Tagus-Segura transfer. *Agricultural Water Management* 309, 109332.
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2025.109332>
- Campolongo, F., Cariboni, J., Saltelli, A., 2007. An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environmental Modelling & Software*, Modelling, computer-assisted simulations, and mapping of dangerous phenomena for hazard assessment 22, 1509–1518. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.10.004>
- Castellanos-Osorio, G., López-Ballesteros, A., Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., 2023. Disaggregated monthly SWAT+ model versus daily SWAT+ model for estimating environmental flows in Peninsular Spain. *Journal of Hydrology* 623, 129837.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129837>
- CEDEX, 2024. URL <https://ceh.cedex.es/anuarioaforos/default.asp> (accessed 9.23.24).
- CHT, 2022. Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo. Metodología ajuste SIMPA.
- Daggupati, P., Yen, H., White, M.J., Srinivasan, R., Arnold, J.G., Keitzer, C.S., Sowa, S.P., 2015. Impact of model development, calibration and validation decisions on hydrological simulations in West Lake Erie Basin. *Hydrological Processes* 29, 5307–5320. <https://doi.org/10.1002/hyp.10536>
- Dagum, E.B., Cholette, P.A., 2006. Benchmarking, Temporal Distribution, and Reconciliation Methods for Time Series, *Lecture Notes in Statistics*. Springer Science+Business Media, LLC, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/0-387-35439-5>
- Evensen, G., 1994. Sequential data assimilation with a nonlinear quasi-geostrophic model using Monte Carlo methods to forecast error statistics. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 99, 10143–10162. <https://doi.org/10.1029/94JC00572>
- Gupta, H.V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology* 377, 80–91.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>
- Hughes, D.A., Slaughter, A., 2015. Daily disaggregation of simulated monthly flows using different rainfall datasets in southern Africa. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 4, 153–171. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.011>
- King, D.M., Perera, B.J.C., 2013. Morris method of sensitivity analysis applied to assess the importance of input variables on urban water supply yield – A case study. *Journal of Hydrology* 477, 17–32. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.10.017>
- Kouchi, D.H., Esmaili, K., Faridhosseini, A., Sanaeinejad, S.H., Khalili, D., Abbaspour, K.C., 2017. Sensitivity of Calibrated Parameters and Water Resource Estimates on Different Objective Functions and Optimization Algorithms. *Water* 9, 384.
<https://doi.org/10.3390/w9060384>

- Krause, P., Boyle, D.P., Båse, F., 2005. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment, in: *Advances in Geosciences*. Presented at the Proceedings of the 8th Workshop for Large Scale Hydrological Modelling - Oppurg 2004 - 8th workshop for Large-scale hydrological modelling, Oppurg, Germany, 11–13 November 2004, Copernicus GmbH, pp. 89–97. <https://doi.org/10.5194/adgeo-5-89-2005>
- Kumar, D.N., Lall, U., Petersen, M.R., 2000. Multisite disaggregation of monthly to daily streamflow. *Water Resources Research* 36, 1823–1833. <https://doi.org/10.1029/2000wr900049>
- López-Ballesteros, Adrián, Nielsen, A., Castellanos-Osorio, G., Trolle, D., Senent-Aparicio, J., 2023. DSOLMap, a novel high-resolution global digital soil property map for the SWAT + model: Development and hydrological evaluation. *CATENA* 231, 107339. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107339>
- López-Ballesteros, A., Srinivasan, R., Senent-Aparicio, J., 2024. Introducing MapSWAT: An open source QGIS plugin integrated with google earth engine for efficiently generating ready-to-use SWAT+ input maps. *Environmental Modelling and Software* 179. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2024.106108>
- López-Ballesteros, A., Trolle, D., Srinivasan, R., Senent-Aparicio, J., 2023. Assessing the effectiveness of potential best management practices for science-informed decision support at the watershed scale: The case of the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Science of the Total Environment* 859. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160144>
- Lorenzo-Lacruz, J., Vicente-Serrano, S.M., López-Moreno, J.I., Beguería, S., García-Ruiz, J.M., Cuadrat, J.M., 2010. The impact of droughts and water management on various hydrological systems in the headwaters of the Tagus River (central Spain). *Journal of Hydrology* 386, 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.001>
- Mezger, G., De Stefano, L., González Del Tánago, M., 2019. Assessing the Establishment and Implementation of Environmental Flows in Spain. *Environmental Management* 64, 721–735. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01222-2>
- MITECO, 2024. Assessment of natural regime water resources (SIMPA) [WWW Document]. URL <https://www.miteco.gob.es/en/agua/temas/evaluacion-de-los-recursos-hidricos/evaluacion-recursos-hidricos-regimen-natural.html> (accessed 11.3.24).
- MITECO, 2004. Water in Spain [WWW Document]. URL https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/water-in-spain_tcm30-527170.pdf (accessed 4.5.25).
- Molina-Navarro, E., Trolle, D., Martínez-Pérez, S., Sastre-Merlín, A., Jeppesen, E., 2014. Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. *Journal of Hydrology* 509, 354–366. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.11.053>
- Momblanch, A., Connor, J.D., Crossman, N.D., Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., 2016. Using ecosystem services to represent the environment in hydro-economic models. *Journal of Hydrology* 538, 293–303. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.019>
- Moriasi, D.N., Gitau, M.W., Pai, N., Daggupati, P., 2015. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. *Trans. ASABE* 58, 1763–1785. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>
- Morris, M.D., 1991. Factorial Sampling Plans for Preliminary Computational Experiments. *Technometrics* 33, 161–174. <https://doi.org/10.1080/00401706.1991.10484804>
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models Part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)

- Palau, A., Alcázar, J., 2012. The basic flow method for incorporating flow variability in environmental flows. *River Research & Apps* 28, 93–102. <https://doi.org/10.1002/rra.1439>
- Paredes-Arquiola, J., Solera, A., Martínez-Capel, F., Momblanch, A., Andreu, J., 2014. Integrating water management, habitat modelling and water quality at the basin scale and environmental flow assessment: case study of the Tormes River, Spain. *Hydrological Sciences Journal* 59, 878–889. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.821573>
- Pastor, A.V., Palazzo, A., Havlik, P., Biemans, H., Wada, Y., Obersteiner, M., Kabat, P., Ludwig, F., 2019. The global nexus of food–trade–water sustaining environmental flows by 2050. *Nat Sustain* 2, 499–507. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0287-1>
- Portela, M.M., Silva, A.T., 2016. Disaggregation Modelling of Annual Flows into Daily Streamflows Using a New Approach of the Method of Fragments. *Water Resour Manage* 30, 5589–5607. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1402-y>
- PricewaterhouseCoopers, 2020. The economic impact of the Tajo-Segura aqueduct on Alicante, Almería and Murcia.
- Qiu, L., Zheng, F., Yin, R., 2012. SWAT-based runoff and sediment simulation in a small watershed, the loessial hilly-gullied region of China: capabilities and challenges. *International Journal of Sediment Research* 27, 226–234. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(12\)60030-4](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(12)60030-4)
- Rodríguez-Castellanos, J.M., Sánchez-Gómez, A., Bieger, K., Martínez-Pérez, S., Senent-Aparicio, J., Molina-Navarro, E., 2025. Calibrating Streamflow and Hydrological Processes in Geological Regions Using a Combined Soft and Hard Calibration Approach. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 61, e70008. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.70008>
- Rupérez-Moreno, C., Senent-Aparicio, J., Martínez-Vicente, D., García-Aróstegui, J.L., Calvo-Rubio, F.C., Pérez-Sánchez, J., 2017. Sustainability of irrigated agriculture with overexploited aquifers: The case of Segura basin (SE, Spain). *Agricultural Water Management* 182, 67–76. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.12.008>
- Sax, C., Steiner, P., 2013. Temporal Disaggregation of Time Series. *The R Journal* 5, 80. <https://doi.org/10.32614/RJ-2013-028>
- Senent-Aparicio, J., George, C., Srinivasan, R., 2021a. Introducing a new post-processing tool for the SWAT+ model to evaluate environmental flows. *Environmental Modelling & Software* 136, 104944. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104944>
- Senent-Aparicio, J., Liu, S., Pérez-Sánchez, J., López-Ballesteros, A., Jimeno-Sáez, P., 2018. Assessing Impacts of Climate Variability and Reforestation Activities on Water Resources in the Headwaters of the Segura River Basin (SE Spain). *Sustainability* 10, 3277. <https://doi.org/10.3390/su10093277>
- Senent-Aparicio, J., López-Ballesteros, A., Cabezas, F., Pérez-Sánchez, J., Molina-Navarro, E., 2021b. A Modelling Approach to Forecast the Effect of Climate Change on the Tagus-Segura Interbasin Water Transfer. *Water Resour Manage* 35, 3791–3808. <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02919-y>
- Senent-Aparicio, J., López-Ballesteros, A., Nielsen, A., Trolle, D., 2021c. A holistic approach for determining the hydrology of the mar menor coastal lagoon by combining hydrological & hydrodynamic models. *Journal of Hydrology* 603, 127150. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127150>
- Shumilova, O., Tockner, K., Thieme, M., Koska, A., Zarfl, C., 2018. Global Water Transfer Megaprojects: A Potential Solution for the Water-Food-Energy Nexus? *Front. Environ. Sci.* 6, 150. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00150>

- 891 Slaughter, A.R., Retief, D.C.H., Hughes, D.A., 2015. A method to disaggregate monthly
892 flows to daily using daily rainfall observations: model design and testing.
893 Hydrological Sciences Journal 1–15. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.993987>
- 894 Valerio, C., Giuliani, M., Castelletti, A., Garrido, A., De Stefano, L., 2023. Multi-objective
895 optimal design of interbasin water transfers: The Tagus-Segura aqueduct (Spain).
896 Journal of Hydrology: Regional Studies 46, 101339.
897 <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2023.101339>
- 898 Vitullo, P., Ciccì, L., Possenti, L., Coclite, A., Constantino, M.L., Zunino, P., 2023.
899 Sensitivity analysis of a multi-physics model for the vascular microenvironment.
900 International Journal for Numerical Methods in Biomedical Engineering 39, e3752.
901 <https://doi.org/10.1002/cnm.3752>
- 902 Wang, D., Jia, Y., Niu, C., Yan, X., Hao, C., 2024. A multiple criteria decision-making
903 approach for water allocation of environmental flows considering the value trade-offs -
904 A case study of Fen River in China. Science of The Total Environment 912, 169588.
905 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169588>
- 906 White, J.T., 2018. A model-independent iterative ensemble smoother for efficient history-
907 matching and uncertainty quantification in very high dimensions. Environmental
908 Modelling & Software 109, 191–201. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.06.009>
- 909 White, J.T., Hunt, R.J., Fienen, M.N., Doherty, J.E., 2020. Approaches to highly
910 parameterized inversion: PEST++ Version 5, a software suite for parameter
911 estimation, uncertainty analysis, management optimization and sensitivity analysis
912 (No. 7-C26), Techniques and Methods. U.S. Geological Survey.
913 <https://doi.org/10.3133/tm7C26>
- 914 Wurbs, R.A., Hoffpauir, R.J., 2019. Water Rights Analysis Package (WRAP) Daily Modeling
915 System (No. TR-430). Texas Water Resources Institute, College Station, Texas.
- 916 Yang, T., Zhang, Q., Chen, Y.D., Tao, X., Xu, C., Chen, X., 2008. A spatial assessment of
917 hydrologic alteration caused by dam construction in the middle and lower Yellow
918 River, China. Hydrological Processes 22, 3829–3843.
919 <https://doi.org/10.1002/hyp.6993>
- 920 Yimer, E.A., Bailey, R.T., Piepers, L.L., Nossent, J., Van Griensven, A., 2023a. Improved
921 Representation of Groundwater–Surface Water Interactions Using SWAT+gflow
922 and Modifications to the gflow Module. Water 15, 3249.
923 <https://doi.org/10.3390/w15183249>
- 924 Yimer, E.A., T. Bailey, R., Van Schaeybroeck, B., Van De Vyver, H., Villani, L., Nossent, J.,
925 Van Griensven, A., 2023b. Regional evaluation of groundwater-surface water
926 interactions using a coupled geohydrological model (SWAT+gflow). Journal of
927 Hydrology: Regional Studies 50, 101532. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2023.101532>
- 928 Zasina, D., Zawadzki, J., 2017. Mercury Air Emission from Coal-Fired Public Power Sector:
929 Uncertainty and Its Monthly Distribution. Case Study from Poland. Environ Model
930 Assess 22, 577–589. <https://doi.org/10.1007/s10666-017-9573-3>
- 931 Zhang, L., Li, S., Loaiciga, H.A., Zhuang, Y., Du, Y., 2015. Opportunities and challenges of
932 interbasin water transfers: a literature review with bibliometric analysis.
933 Scientometrics 105, 279–294. <https://doi.org/10.1007/s11192-015-1656-9>

5.5. SÍNTESIS DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el desarrollo de esta tesis, las metodologías empleadas fueron escaladas y aplicadas de manera progresiva, con el fin de abordar diferentes enfoques en la búsqueda modelos realistas que representen los procesos físicos de las cuencas de estudio y, a su vez, mejorar la reproducción de los caudales bajos del modelo para la correcta estimación de los caudales ecológicos. Por ello, tras el amplio abanico de resultados que se desprenden de los cuatro estudios, surge la necesidad de subdividir este apartado para abarcar con detalle todos los hallazgos de esta tesis. Primeramente, se discutirán los resultados obtenidos de la modelización hidrológica, tanto con el modelo independiente SWAT+ como la versión acoplada con el módulo *gwflow*, analizando así su validez para simular los diferentes escenarios de este trabajo. Por otra parte, se mostrará la influencia de ambos enfoques de modelización y la aplicación de las técnicas de desagregación de flujo sobre la estimación de caudales ecológicos. De la misma manera, la combinación de estos factores se emplea para discutir la incertidumbre sobre las recomendaciones de la IPH en el marco de los caudales ecológicos en España. Finalmente, se presentarán los resultados obtenidos de la validación técnica durante la creación de la base de datos BULL, justificando la eficiencia de las fuentes de datos y centrando el punto de mira en el régimen no alterado con vistas a futuros trabajos a gran escala.

5.5.1. Resultados del modelo SWAT+

Con respecto al modelo SWAT+, en este primer apartado se describen los resultados obtenidos con respecto al rendimiento del modelo centrados principalmente en los escenarios estudiados en la **publicación 1**. Estos escenarios de modelización, junto a la hipótesis combinada con la aplicación de técnicas de desagregación, se definen en los siguientes apartados, donde se describen sus particularidades en el análisis de sensibilidad de los parámetros, la calibración y validación para la cuenca piloto del río Piloña (PRB) y la cuenca del río Tajo en Trillo (TRB).

5.5.1.1. Escenario 1: Calibración a escala mensual y simulación diaria

El modelo SWAT+ se calibró utilizando los datos de caudales observados disponibles para el período comprendido entre 1972 y 1993 (22 años) y se validó entre 1994 y 2014 (21 años) para la cuenca del río Piloña (PRB), y se calibró entre 1971 y 1978 (8 años) y validado de 1979 a 1986 (8 años) para la cuenca del río Tajo en Trillo (TRB). Este primer escenario de calibración se centró en ajustar los volúmenes mensuales para proporcionar caudales máximos más controlados y un mejor rendimiento en caudales bajos. Los parámetros seleccionados en este escenario también se centraron en su efecto potencial sobre los volúmenes y el caudal base, con el objetivo de influir posteriormente en la estimación de los caudales ecológicos. La tabla 6 presenta la descripción de estos parámetros y su evaluación utilizando el indicador *p-value*, que determinó la sensibilidad de cada parámetro en el proceso de calibración del modelo (cuanto más cercano a 0, más sensible es el parámetro). Del mismo modo, los valores finales de estos parámetros obtenidos en la calibración automática reflejan las características climáticas contrastantes entre las dos cuencas estudiadas.

Tabla 6. Parámetros del modelo SWAT+ en la calibración mensual. (*r_*) es cambio relativo, donde el parámetro es modificado a partir de un porcentaje específico, y (*v_*) se refiere a un cambio absoluto, donde el parámetro es reemplazado por un valor específico

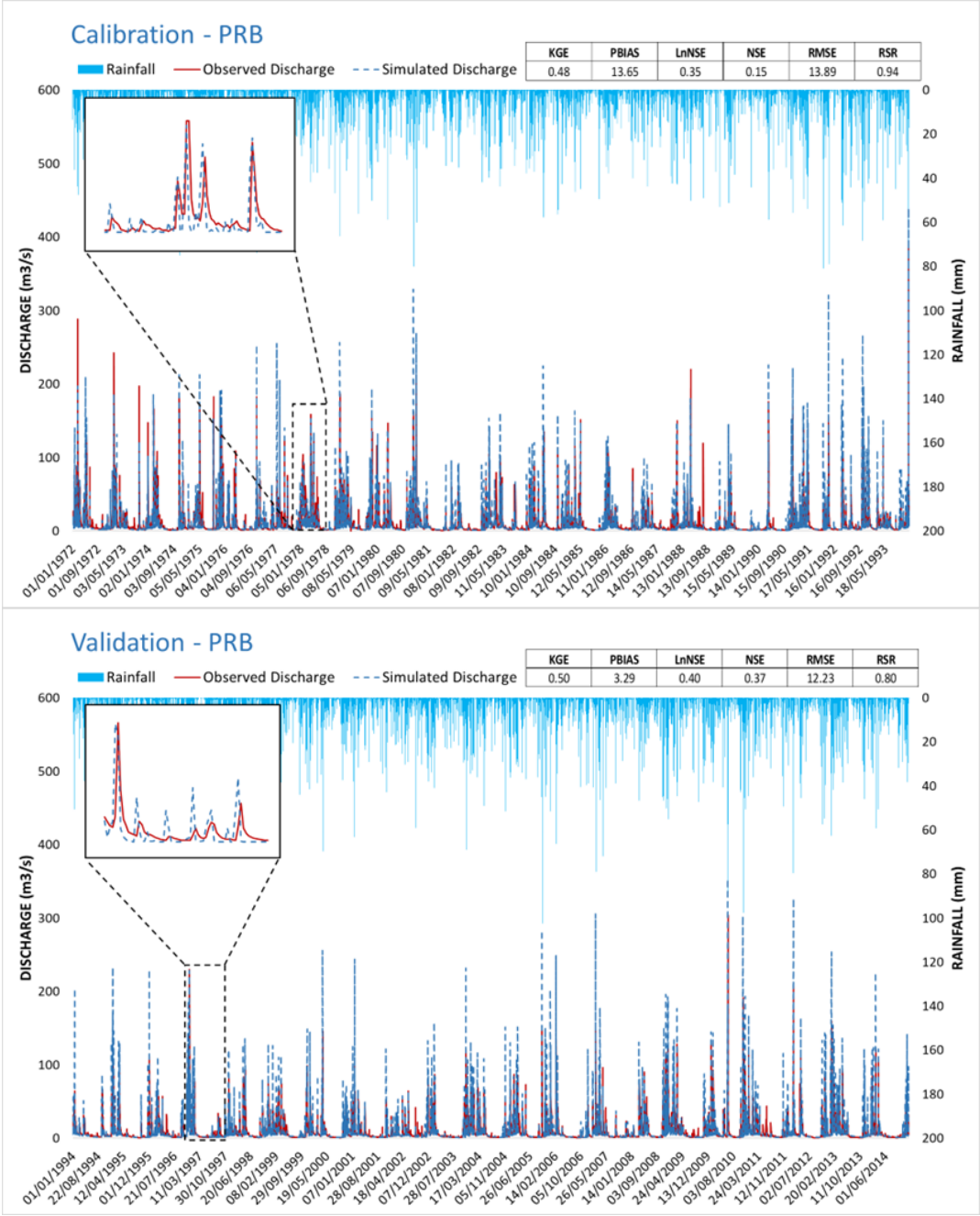
Parámetro	Descripción	PRB		TRB	
		<i>p</i> -Value	Valor calibrado	<i>p</i> -Value	Valor calibrado
r_cn2.hru	Número de curva del SCS (adimensional)	0.0000	- 6.72%	0.0237	-11.25%
v_lat_ttime.hru	Tiempo de flujo lateral (días)	0.0000	16.0875	0.3147	147.465
v_canmx.hru	Capacidad de almacenamiento máximo (mmH ₂ O)	0.0061	74.5625	0.1156	0.6349
v_alpha.aqu	Constante de recesión del flujo base (días ⁻¹)	0.2686	0.7206	0.7067	0.8937
v_flo_min.aqu	Almacenamiento mínimo del acuífero para permitir el flujo de retorno (mm)	0.2743	865.625	0.0006	203.184
v_epco.hru	Factor de compensación de la absorción por las plantas (adimensional)	0.3012	0.7618	0.3279	0.0285
r_awc().sol	Capacidad de agua disponible de la capa de suelo (mm H ₂ O / mm Suelo)	0.5438	8.28%	0.9714	3.37%

v_revap_co.aqu	Coefficiente de percolación (adimensional)	0.5628	0.7768	0.4881	0.1651
v_esco.hru	Factor de compensación por evaporación del suelo (adimensional)	0.6825	0.7493	0.0000	0.6596
v_revap_min.aqu	Profundidad umbral del agua en el acuífero somero para la percolación al acuífero profundo (mm H ₂ O)	0.7298	513.125	0.2663	128.199

En la TRB, los parámetros asociados con las aguas subterráneas (como *flo_min* y *revap_co*) fueron más significativos, como era de esperar en las cuencas mediterráneas continentales, donde los acuíferos son más relevantes. Senent-Aparicio (2021) empleó valores similares a los obtenidos en nuestra calibración para esos parámetros (*GW_REVAP* y *GWQMN*, respectivamente, en la versión anterior de SWAT). Es de gran importancia resaltar esta característica de la cuenca alta del río Tajo, ya que su condición de ser dominada en cierto modo por el agua subterránea justifica el planteamiento del modelo hidrogeológico acoplado que se desarrolla en la **publicación 2 y 4** y que describe en el apartado 5.1.2. En el caso de la PRB, uno de los parámetros más sensibles, según el *p-value*, fue tiempo de flujo lateral (*lat_ttime*), y su valor calibrado fue bajo, lo que indica que las vías de agua que atraviesan el perfil del suelo eran cortas; lo contrario ocurre en la TRB.

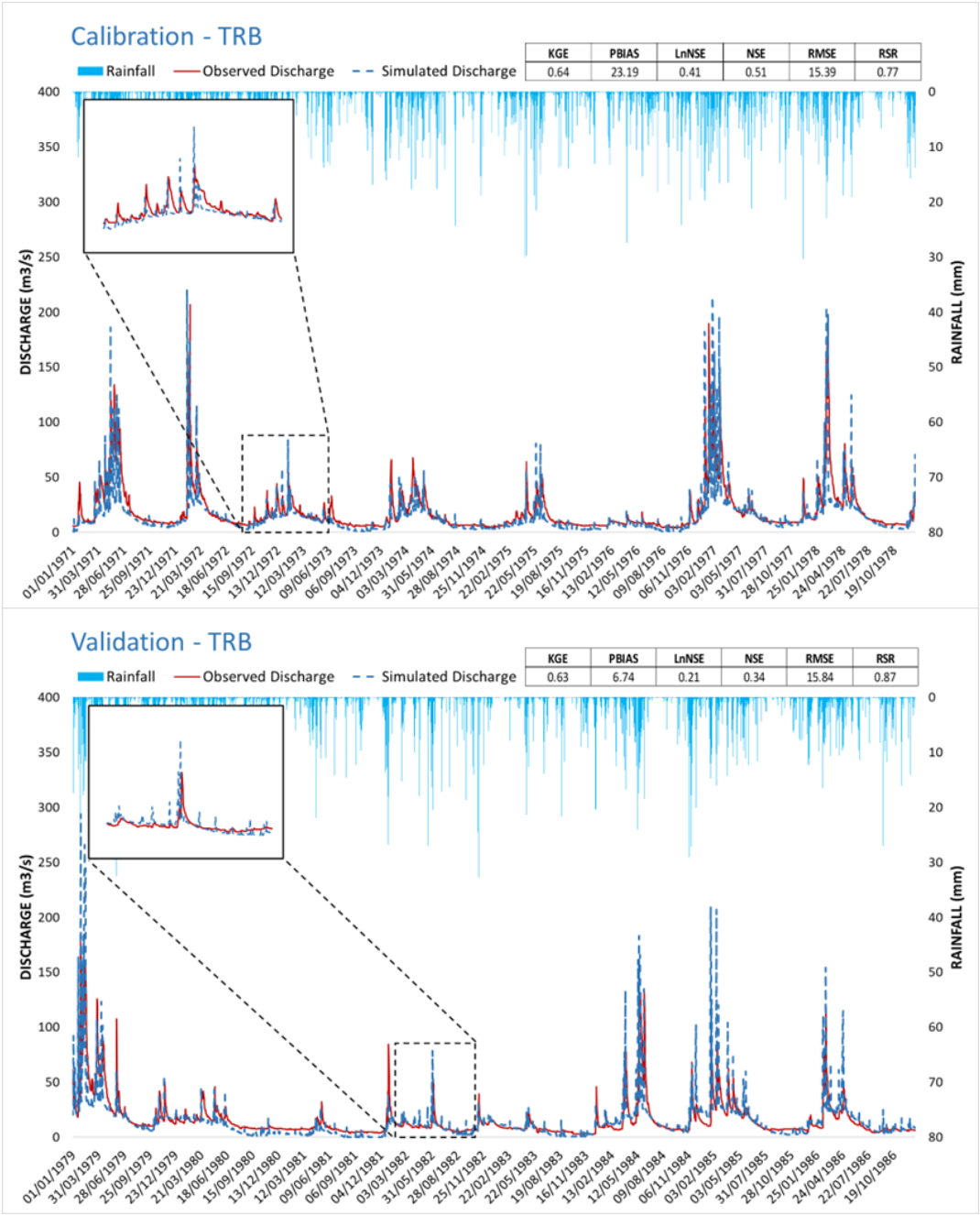
Tanto en la PRB como en la TRB, el número de curva (*cn2*) fue sensible, disminuyendo su valor en un 6,72 % y un 11,25 %, respectivamente, con respecto al valor por defecto, lo que indica un aumento de la infiltración en los cauces y una reducción de la escorrentía. Otra diferencia significativa entre las dos cuencas son los valores de calibración obtenidos para el factor de compensación de la evaporación del suelo (*esco*). El valor de *esco* alto obtenido en la PRB era de esperar, ya que esta zona tiene un clima atlántico en el que la evapotranspiración no es de gran relevancia (Jimeno-Sáez et al., 2018). Sin embargo, en la TRB, *esco* fue el parámetro más sensible porque, en climas semihúmedos, la evapotranspiración es más relevante (Senent-Aparicio et al., 2017). Molina-Navarro (2014) empleó valores de *esco* en otros estudios en el alto Tajo similares a los obtenidos en nuestra calibración mensual. A medida que el valor de *esco* disminuye con respecto a su valor predeterminado, aumenta la capacidad del modelo para extraer la demanda evaporativa de las capas más profundas del suelo (Neitsch et al., 2005).

Figura 16. Rendimiento diario del modelo SWAT+ en el escenario de calibración mensual para la PRB



Fuente: Castellanos-Osorio et al. (2023).

Figura 17. Rendimiento diario del modelo SWAT+ en el escenario de calibración mensual para la TRB



Fuente: Castellanos-Osorio et al. (2023).

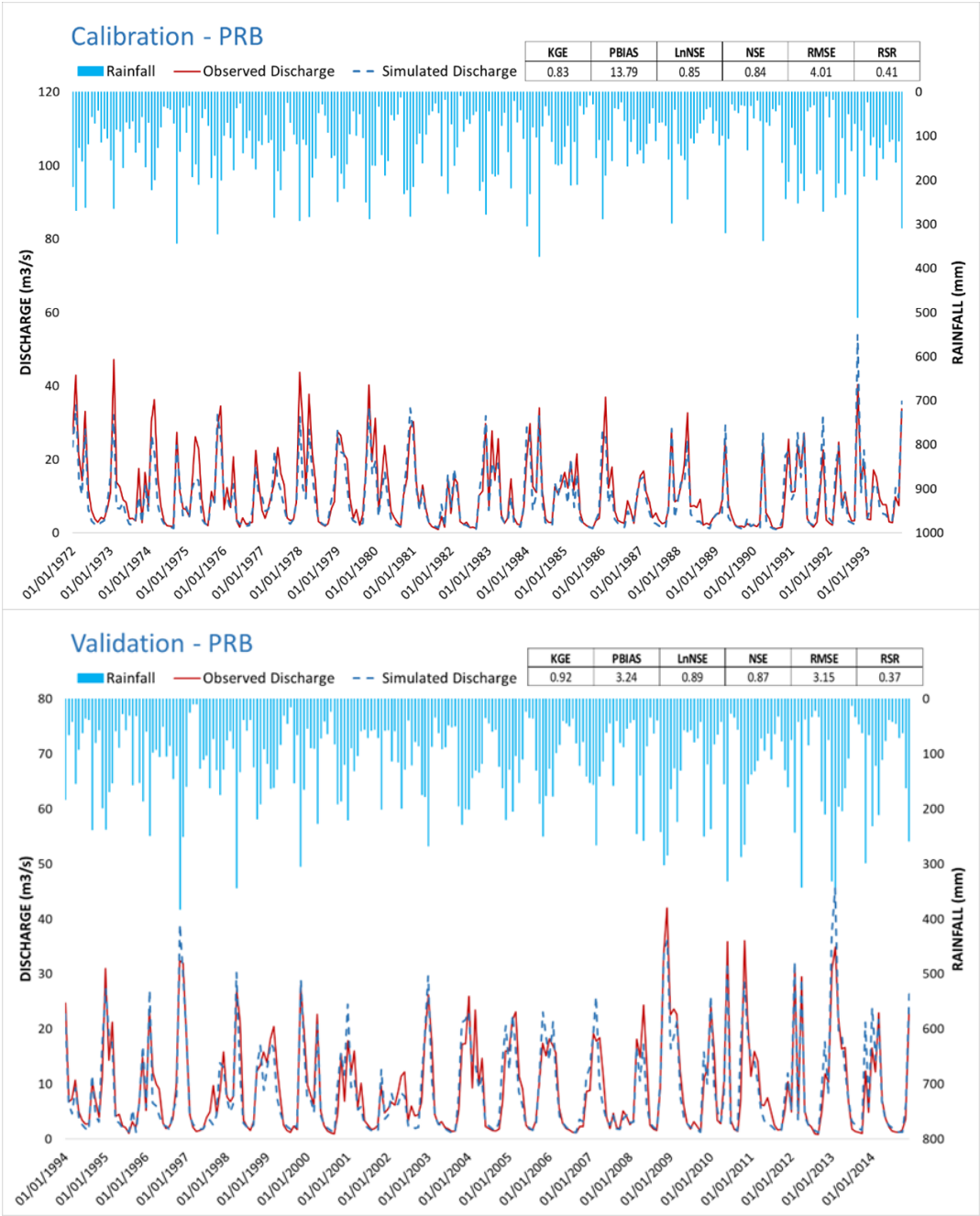
En las figuras 16 y 17 se muestran los valores de los caudales diarios en el escenario de calibración automática mensual para los periodos de calibración y validación. El rendimiento diario del modelo en este escenario fue suficiente en ambas cuencas hidrográficas, con valores de KGE cercanos a 0,5 para PRB y valores superiores a 0,6 para TRB, según los criterios establecidos por Kouchi et al. (2017). El indicador LnNSE fue el más importante para determinar la eficiencia del modelo en la reproducción de los caudales bajos. Este valor mejoró notablemente con respecto a los valores iniciales, alcanzando valores de 0,35 y 0,40 en los periodos de calibración y validación, respectivamente, para el PRB, y 0,41 y un valor inferior de 0,21 en calibración y validación, respectivamente, para el TRB. Los resultados de este valor estadístico revelaron que, a pesar del buen rendimiento general del modelo, los caudales bajos seguían sin ser satisfactorios. El indicador NSE destaca la precisión con respecto a los valores extremos de los modelos, lo que también es de gran importancia para los objetivos medioambientales del estudio. En este caso, el TRB mostró un mejor rendimiento con respecto a este indicador.

5.5.1.2. *Escenario 2: Calibración y simulación a escala mensual junto a la aplicación de las técnicas de desagregación*

Este segundo escenario podría considerarse complementario a la calibración realizada en el escenario anterior, manteniendo los mismos parámetros de calibración del modelo SWAT+ y simplemente cambiando la escala de tiempo de simulación (a escala mensual) para una posterior desagregación a partir del software WRAP. En apartados posteriores, se comparan los caudales diarios obtenidos con cada técnica de desagregación y los caudales observados. A partir de esta comparación, se seleccionó la opción 4 (replicación del patrón de caudal) como la que mejor se ajustaba a los caudales diarios observados debido a la distribución basada en el patrón de flujo diario de la estación donante (estaciones de aforo 1302 para PRB y 3006 para TRB). También se consideró la opción más adecuada porque era el método predeterminado en el módulo diario del programa WRAP (Wurbs, 2021), siendo la forma más óptima de replicar el comportamiento hidrológico de las estaciones cercanas.

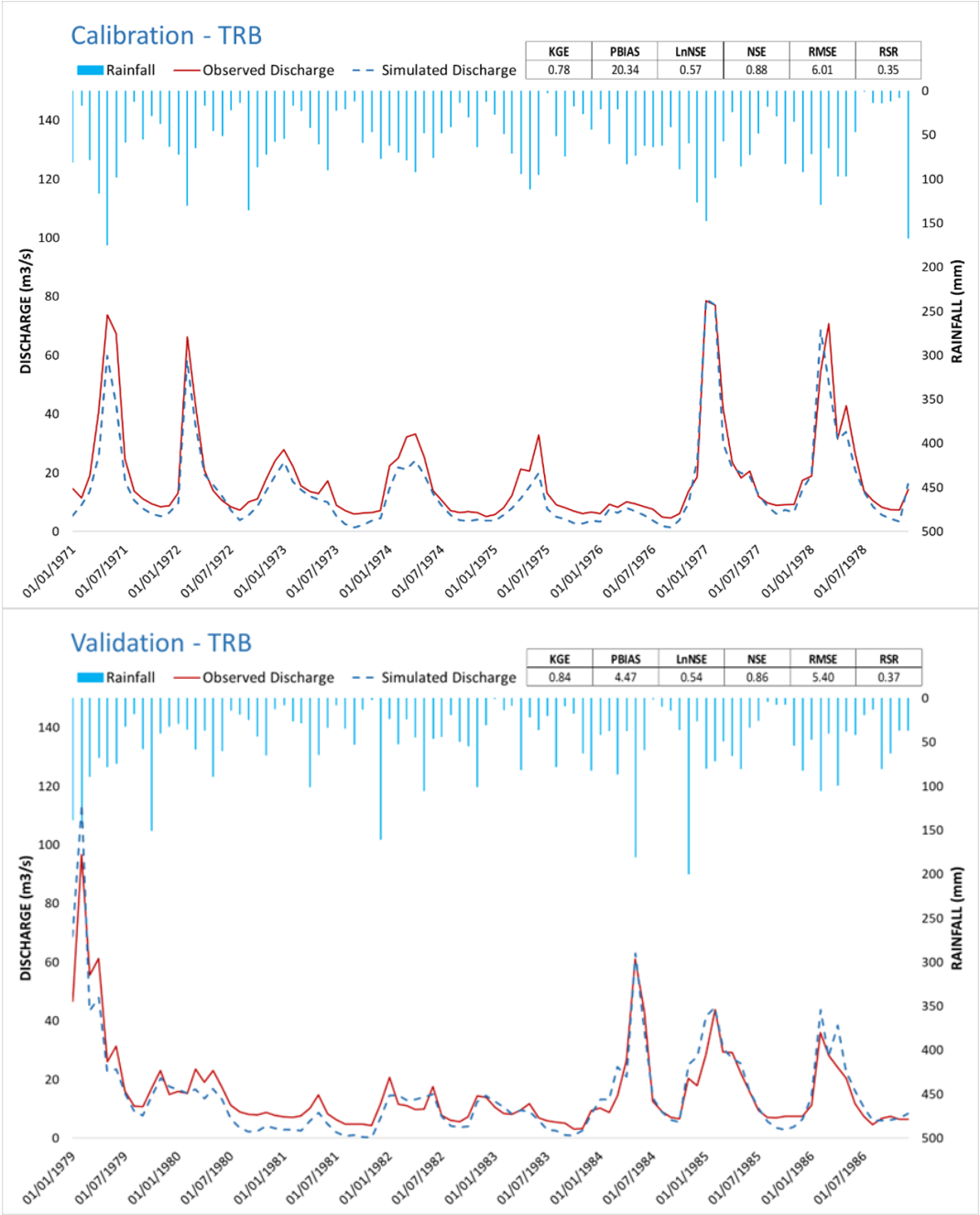
Las figuras 18 y 19 muestran los hidrogramas resultantes de este segundo escenario junto a sus valores estadísticos tras la evaluación del rendimiento a escala mensual (que son los empleados para la posterior desagregación). Según los criterios seguidos en el escenario anterior, los indicadores estadísticos del modelo fueron buenos en ambos casos, alcanzando de manera consistente valores de función objetivo (KGE) de 0,83 y 0,92 para el PRB y valores cercanos a 0,8 para el TRB. El LnNSE mejoró significativamente en este escenario de calibración para el PRB, alcanzando valores medios de 0,85 y 0,89, lo que representa una buena correlación entre los valores de caudal bajo simulados y observados a lo largo del período de estudio. Sin embargo, en el caso del TRB, solo se obtuvieron valores satisfactorios de alrededor de 0,5. Del mismo modo, los valores de NSE mejoraron significativamente en ambas cuencas, alcanzando valores medios superiores a 0,84. La calibración del modelo a escala mensual resultó más precisa de cara a los objetivos de este estudio, ya que permitió un mejor ajuste de los volúmenes de agua que en la calibración diaria. Por lo tanto, dado que el modelo funciona mejor, es suficiente para obtener caudales a escala diaria aplicando diferentes técnicas de desagregación basadas en un patrón de caudal diario de una estación de medición donante.

Figura 18. Rendimiento mensual del modelo SWAT+ en el escenario de calibración mensual para la PRB



Fuente: Castellanos-Osorio et al. (2023).

Figura 19. Rendimiento mensual del modelo SWAT+ en el escenario de calibración mensual para la TRB



Fuente: Castellanos-Osorio et al. (2023).

5.5.1.3. *Escenario 3: Calibración y simulación a escala diaria*

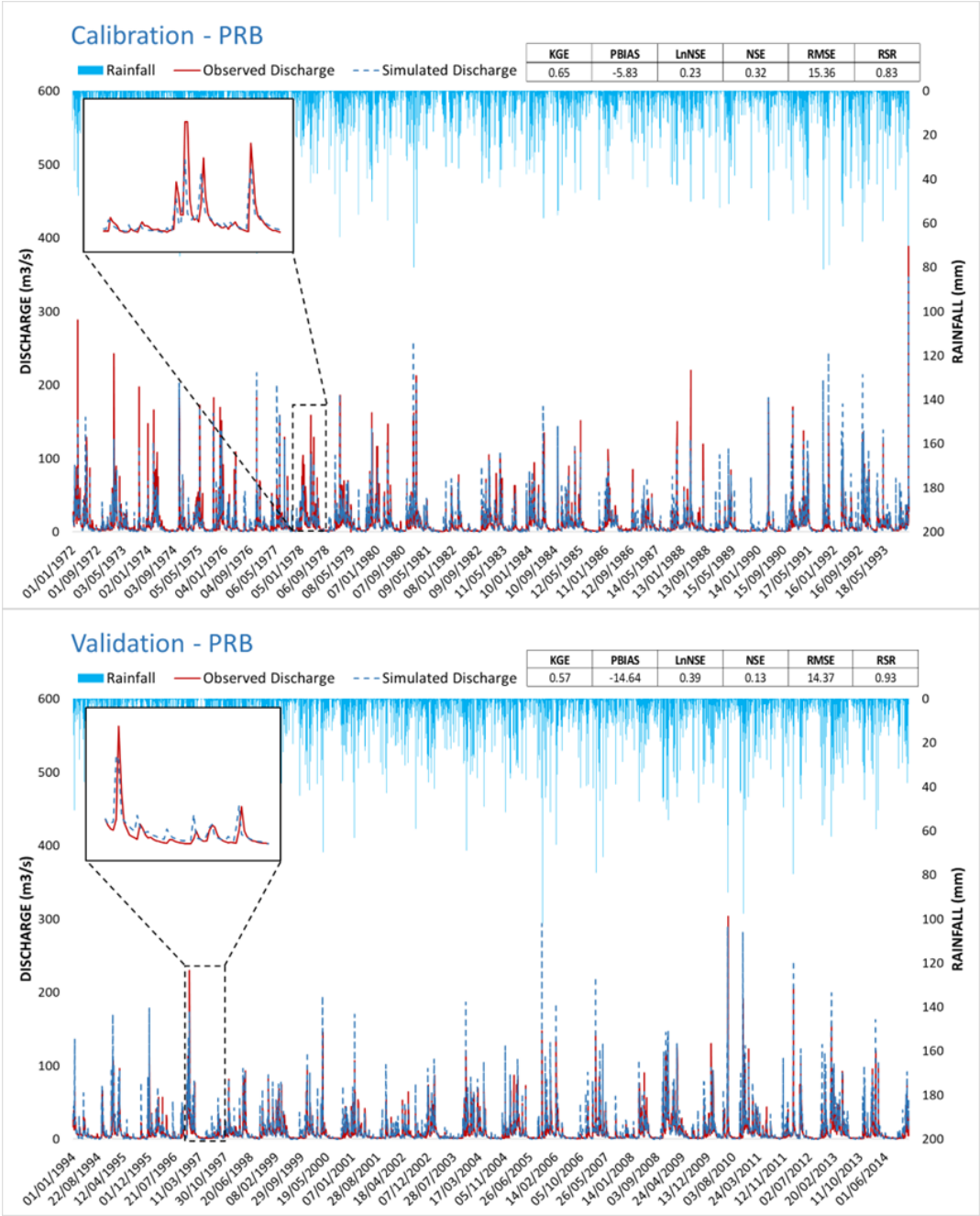
En este tercer y último escenario, los parámetros para la calibración diaria (tabla 7) se seleccionaron con el objetivo principal de mejorar la sincronización o “timing” del modelo a escala diaria para captar con mayor precisión los caudales bajos. Al igual que en el escenario de calibración anterior, en la tabla 8 se muestran la sensibilidad de los parámetros (*p-value*) y el valor obtenido en la calibración diaria automática. Se eligieron parámetros y rangos de calibración similares basándose en estudios realizados en cuencas cercanas con características morfológicas comparables (Senent-Aparicio et al., 2019). Los parámetros *slope* y *slope_len* (SLSUBBSN en la versión anterior de SWAT) son parámetros directamente relacionados con las características topográficas, y el primero mostró una sensibilidad significativa para ambas cuencas. Según Yacoub y Foguet (2013), el valor de sus rangos suele variar en función del tipo de suelo y el uso del suelo. El alto valor obtenido para *ovn* se asocia con una vegetación abundante, como en la PRB en el norte de España (Raposo et al., 2013); lo contrario ocurre en la TRB, donde la vegetación se ve afectada por variaciones climáticas más características de las zonas mediterráneas, con un efecto importante de la aridez, por lo que se obtiene un valor *ovn* mucho más bajo. En la PRB, el valor calibrado de *chn* para el cauce principal fue similar al utilizado por Jimeno-Sáez et al. (2018). El parámetro *surlag*, asociado al control de la cantidad total de agua disponible que puede entrar diariamente en el cauce principal, permite aumentar la precisión de las predicciones de esorrentía para grandes cuencas fluviales al añadir un factor de almacenamiento temporal a las cuencas. Estudios previos han demostrado que el parámetro *surlag* puede ser sensible o no dependiendo del tamaño de la cuenca hidrográfica estudiada (van Griensven et al., 2006; Feyereisen et al., 2007). A medida que el *surlag* aumenta con respecto al valor por defecto (como es el caso en ambas cuencas de estudio), el almacenamiento temporal disponible disminuye (Neitsch et al., 2005).

Tabla 7. Parámetros del modelo SWAT+ en la calibración diaria. ($r_{_}$) es cambio relativo, donde el parámetro es modificado a partir de un porcentaje específico, y ($v_{_}$) se refiere a un cambio absoluto, donde el parámetro es reemplazado por un valor específico

Parámetro	Descripción	PRB		TRB	
		<i>p</i> -Value	Valor calibrado	<i>p</i> -Value	Valor calibrado
r_slope.hru	Pendiente media del cauce (m/m)	0.0000	19.93%	0.0078	20.93%
v_surlag.bsn	Coefficiente de retardo de la escorrentía superficial (días)	0.0174	12.0699	0.0841	20.2578
v_ovn.hru	Valor "n" de Manning para el flujo superficial (adimensional)	0.3437	0.8718	0.4957	0.1331
r_slope_len.hru	Longitud media de la pendiente (m)	0.4105	9.18%	0.5164	19.06%
v_chn.rte	Valor "n" de Manning para el canal principal (adimensional)	0.4547	0.1192	0.5982	0.0190

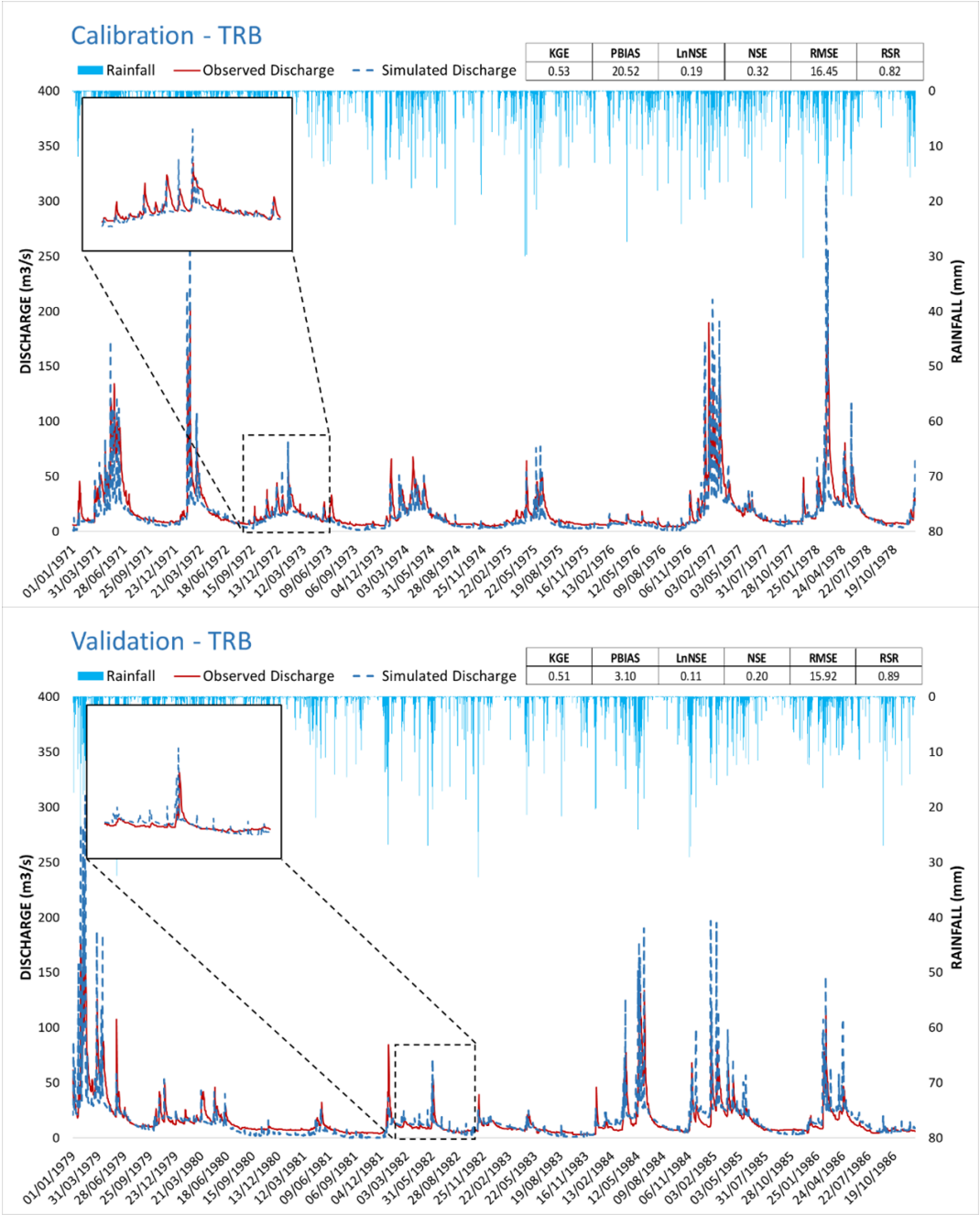
Las figuras 20 y 21 muestran los caudales diarios obtenidos en las simulaciones posteriores a la calibración automática a escala diaria para el PRB y el TRB. Según Kouchi et al. (2017), el rendimiento diario del modelo fue satisfactorio en ambos casos desde el punto de vista de la función objetivo, obteniendo consistentemente valores KGE superiores a 0,5. Para este estudio, el indicador LnNSE en este último escenario representa una ligera mejora con respecto a los caudales base del modelo, aunque se obtuvieron valores medios inferiores a 0,5 en ambos periodos, lo que indica una subestimación de los caudales ecológicos, tal y como se observa en los resultados posteriores. Verma (2017) desaconseja el uso de SWAT para estimar el patrón de caudal diario, y los resultados obtenidos en este escenario de calibración lo corroboran. Los indicadores NSE con respecto a los caudales máximos tampoco mejoraron significativamente, considerándose insatisfactorios para ambas cuencas de estudio según los criterios de la bibliografía consultada.

Figura 20. Rendimiento diario del modelo SWAT+ en el escenario de calibración diaria para la PRB



Fuente: Castellanos-Osorio et al. (2023).

Figura 21. Rendimiento diario del modelo SWAT+ en el escenario de calibración diaria para la TRB



Fuente: Castellanos-Osorio et al. (2023).

5.5.2. Resultados del modelo acoplado SWAT+*gwflow* y contribución frente a las limitaciones del modelo SWAT+ independiente

En este apartado se abordan los resultados obtenidos mediante el acoplamiento del modelo SWAT+ original con el módulo subterráneo *gwflow* (Bailey et al., 2020). Durante el proceso de desarrollo de este nuevo modelo acoplado quedaron en evidencia ciertas limitaciones del modelo original con la representación realista de los procesos e interacciones hidrológicas que se producen entre los ríos y los acuíferos. Esta problemática adquiere mayor importancia cuando hablamos de áreas que son mayoritariamente dominadas por las contribuciones de aguas subterráneas, como ocurre en el caso de la cabecera del río Tajo. Estas interacciones afectan, por lo general, a la generación de flujo base en los ríos, que representa un elemento clave para el mantenimiento de los caudales ecológicos en las masas de agua. Por lo tanto, en este apartado se describen los hallazgos obtenidos en la construcción del modelo hidrogeológico acoplado para subsanar las limitaciones del modelo independiente, tanto por la mejora en la representación de los procesos subterráneos como por el nuevo enfoque de calibración adoptado en las **publicaciones 2 y 4**. En el caso de la **publicación 2**, el estudio se realiza en la subcuenca del río Tajo en Trillo, mientras que en la **publicación 4** se realiza en toda la cabecera hasta Aranjuez, aunque los puntos de control del modelo SWAT+*gwflow* son nuevamente el río Tajo en Trillo y el río Guadiela en Alcantud (aguas arriba de los embalses de Entrepeñas y Buendía, respectivamente).

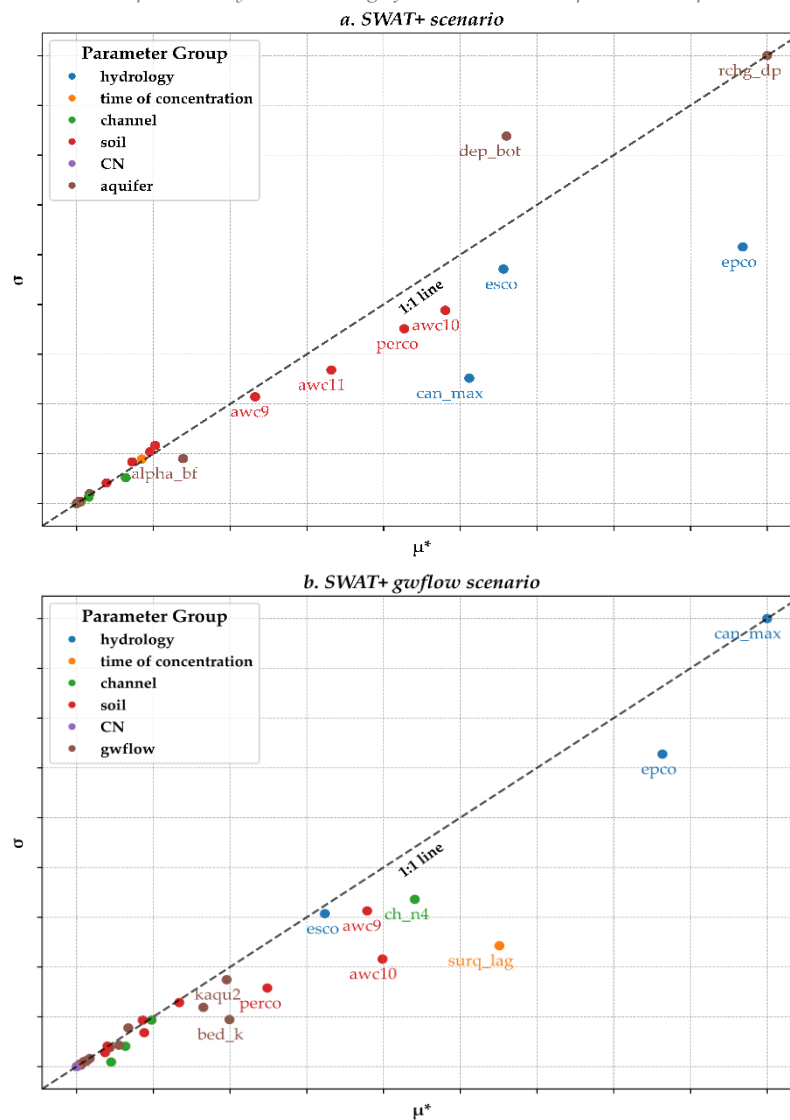
5.5.2.1. Subcuenca del río Tajo en Trillo

5.5.2.1.1. Análisis de sensibilidad

Los resultados del método de sensibilidad de Morris para la influencia de los parámetros sobre el modelo en la cabecera del Tajo en Trillo se muestran en la figura 22. Estos resultados se utilizaron para seleccionar los parámetros más sensibles tanto en el modelo SWAT+ independiente como en SWAT+*gwflow* acoplado, antes del proceso de calibración. La interpretación de estos resultados fue fundamental para la elección de los parámetros de calibración adaptados al área de estudio. Se determinó que los procesos hidrológicos más influyentes en toda la cuenca hidrográfica de estudio podían determinarse relacionando la sensibilidad

media (μ^*) y la desviación (σ) de los parámetros según su posición dentro del diagrama de dispersión (Morris, 1991). Dependiendo de los valores de los demás parámetros con los que se evalúa el modelo, la magnitud del efecto podría variar. Este enfoque se llevó a cabo de forma cualitativa, presentando una clasificación de parámetros estándar basada en una evaluación visual de estadísticas de efectos elementales (Vitullo et al., 2023).

Figura 22. Análisis de sensibilidad basado en el método de Morris en la cabecera del río Tajo en Trillo para el modelo (a) SWAT+ independiente y (b) SWAT+gflow. Cada color representa un proceso hidrológico diferente



Fuente: Castellanos-Orsorio et al. (2025).

El análisis de sensibilidad de la **publicación 2** en la cabecera del Tajo en Trillo reveló que, para el escenario del modelo SWAT+ independiente, los grupos más influyentes fueron el de acuífero, suelo y los procesos hidrológicos y de evapotranspiración. La recarga del acuífero profundo (*rchg_dp*) y la profundidad desde la superficie de pendiente media hasta el fondo del acuífero (*dep_bot*) fueron los parámetros más sensibles del grupo de acuífero, lo que deja en evidencia la influencia y la necesidad de representar de forma más precisa los procesos de las aguas subterráneas en las cuencas continentales mediterráneas (Senent-Aparicio et al., 2021). Del mismo modo, ambos modelos se vieron fuertemente influenciados por parámetros relacionados con los procesos hidrológicos, principalmente los componentes de evapotranspiración potencial y real (*esco*, *epco* y *can_max*), lo cual era de esperar en un clima mediterráneo con altas tasas de evapotranspiración (Molina-Navarro et al., 2014). El coeficiente de percolación (*perco*), que es un coeficiente que permite ajustar la humedad del suelo para que se produzca la percolación, fue sensible en ambos casos. Esto tiene sentido en cuencas hidrográficas donde predominan los procesos de aguas subterráneas (Yimer et al., 2023). En consonancia con el grupo de procesos del suelo, la capacidad de agua disponible del suelo (*awc*) fue sensible en las clases de modelos comunes. En el caso del *gwflow*, el coeficiente de retraso de la escorrentía superficial (*surq_lag*), relacionado con el tiempo de concentración, y el *n* de Manning (*ch_n*) para los procesos del canal, fueron sensibles a la respuesta del caudal. La influencia significativa de la conductividad hidráulica del lecho del río y del acuífero (*bed_k* y *kaqu*), y del rendimiento específico del acuífero (*syaqu*), puso de relieve su posible impacto en el intercambio entre las aguas subterráneas y los canales y en los gradientes del nivel freático (Abbas et al., 2024).

5.5.2.1.2. Calibración y validación

Una vez realizado el análisis de sensibilidad, se procede al proceso de calibración a partir del método iES incluido en el software PEST++ (*pestpp-ies*). La tabla 8 muestra los parámetros más sensibles seleccionados para la calibración automática y los valores finales obtenidos para la subcuenca del río Tajo en Trillo para ambos modelos.

Tabla 8. Parámetros seleccionados y valores calibrados para los modelos SWAT+ y SWAT+*gwflow* en la subcuenca del río Tajo en Trillo

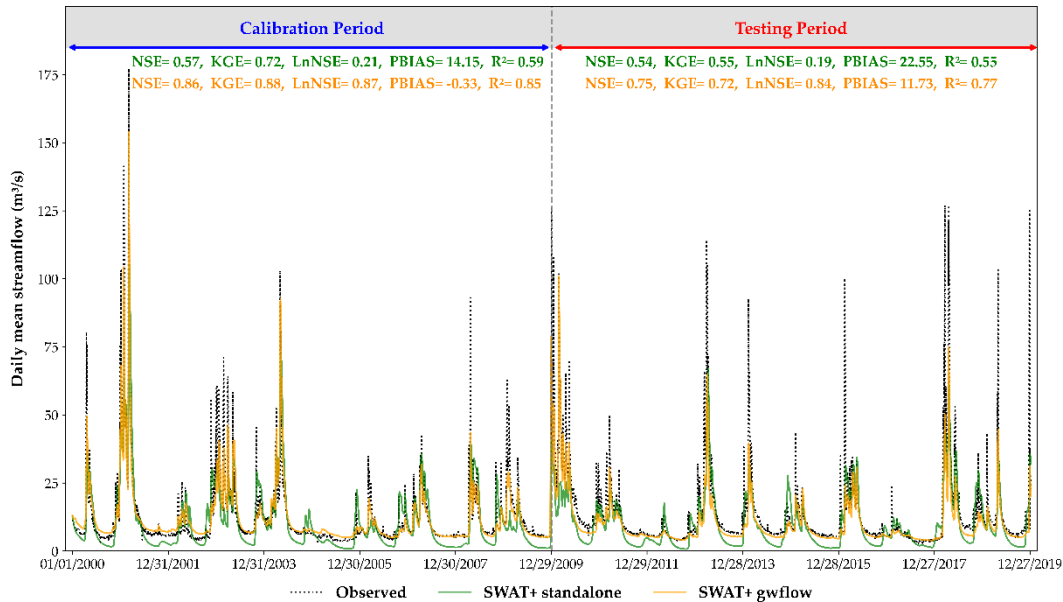
Proceso hidrológico	Parámetro	Descripción	Valor calibrado	
			SWAT+	SWAT+ <i>gwflow</i>
Evapotranspiración potencial y real	epco	Factor de compensación de la absorción por las plantas	0.1833	0.0481
	esco	Factor de compensación de la evaporación del suelo	0.6681	0.5542
	can_max	Capacidad de almacenamiento máximo (mmH ₂ O)	2.4667	21.8434
Suelo	awc # (3 clases)	Capacidad de agua disponible de la capa de suelo (mmH ₂ O/mm suelo)	3.87-18.08%	9.65- 11.42%
	perco	Coefficiente de percolación	0.17	0.36
Cauce fluvial	ch_n # (1 clase)	Valor "n" de Manning para el canal principal	-	0.018
Tiempo de concentración	surq_lag	Coefficiente de retardo de la escorrentía (días)	-	21
Acuífero (SWAT+)	rchg_dp	Recarga del acuífero profundo	0.0431	-
	dep_bot	Profundidad desde la superficie dependiente media hasta el fondo del acuífero	10.956	-
	alpha_bf	Factor alfa de la curva de recesión de las aguas subterráneas	0.2559	-
Agua subterránea (SWAT+ <i>gwflow</i>)	bed_K	Conductividad hidráulica del cauce (m/día)	-	1.5e ⁻⁴
	Kaqu # (1 clase)	Conductividad hidráulica del acuífero para una zona específica (m/día)	-	1.65
	Syaqu # (1 clase)	Porosidad eficaz	-	0.18

Es importante destacar la variabilidad de los valores obtenidos en la calibración debido a las diferentes interacciones y construcción de los dos modelos (Yimer et al., 2023), aunque los valores suelen seguir la misma tendencia. El factor de compensación por la absorción de las plantas (*epco*) y el factor de compensación de la evaporación del suelo (*esco*) mostraron una reducción con respecto a sus valores por defecto en ambos casos, lo que dio lugar a un aumento de la evapotranspiración del modelo. Otros estudios en el alto Tajo emplearon valores similares para *esco* y *epco* (Molina-Navarro et al., 2014; Castellanos-Osorio et al., 2023). Del mismo modo, la capacidad de agua disponible (*awc*) de la capa de suelo aumentó en todos los suelos, lo que indica una reducción del movimiento del agua

a través de los perfiles del suelo (Qiu et al., 2012). El proceso de infiltración se redujo debido a la disminución del valor de rugosidad de Manning (ch_n). Esto contribuye a que entre y permanezca más agua subterránea en el cauce principal del río (Abbas et al., 2024). El aumento del tiempo de retardo de la escorrentía superficial ($surq_lag$) con respecto al valor predeterminado indicó una disminución del almacenamiento temporal disponible (Neitsch et al., 2002), lo que afecta directamente al tiempo de concentración de la cuenca.

En cuanto a los procesos de las aguas subterráneas, la recarga del acuífero profundo ($rchg_dp$) en SWAT+ alcanzó un valor cercano a 0, lo que significa una pérdida de agua muy baja hacia el acuífero profundo y coincide con la configuración hidrogeológica del área de estudio. Del mismo modo, el valor obtenido para la constante de recesión del flujo base ($alpha_bf$) es muy similar a los utilizados en el trabajo de Molina-Navarro (2014) en áreas cercanas al área de estudio. Este parámetro sirve como indicador directo de la respuesta del flujo subterráneo a las variaciones de recarga, y el valor calibrado, que oscila entre 0,1 y 0,3, sugiere que la cuenca muestra una respuesta lenta a la recarga (Smedema y Rycroft, 1983). Sin embargo, en SWAT+*gwflow*, la contribución de las aguas subterráneas al caudal se vio directamente influenciada por la conductividad hidráulica del acuífero ($Kaqu$) y la porosidad eficaz ($Syaqu$), cuyo ajuste de su valor permite controlar la fluctuación de los niveles de agua subterránea debido a un cambio en el almacenamiento de agua subterránea (Bailey et al., 2023). El aumento de la conductividad hidráulica del lecho del río (bed_K) se atribuye a los niveles relativamente poco profundos de las aguas subterráneas en comparación con la superficie del terreno y la elevación del cauce (Abbas et al., 2024), lo que afecta directamente al intercambio entre las aguas superficiales y subterráneas y, en consecuencia, al flujo base. La figura 23 muestra los valores estadísticos diarios y el rendimiento gráfico de ambos modelos para el periodo de calibración (2000-2009) y de validación (2010-2019) en la estación de aforo aguas abajo (Trillo N°3005).

Figura 23. Caudal diario observado y simulado para los modelos SWAT+ independiente (verde) y SWAT+gwflow (naranja) en la estación de aforo aguas abajo (Trillo - N°3005).



Fuente: Castellanos-Osorio et al. (2025).

Una simple inspección visual del hidrograma indicó que el modelo acoplado mejoraba la reproducción de los caudales observados, mostrando una mayor precisión en los picos simulados y el caudal base. Según los criterios de Moriasi et al. (2007), el escenario del SWAT+gwflow funcionó muy bien durante el periodo de calibración, con un NSE de 0,86 y un valor de PBIAS muy cercano al 0%. Por el contrario, los valores estadísticos del SWAT+ independiente mostraron un rendimiento satisfactorio, con un NSE de 0,57 y un PBIAS en torno al 15%. Con el escenario del modelo SWAT+gwflow, el buen rendimiento se mantuvo estable durante el resto del período de simulación, mientras que el modelo independiente siguió siendo satisfactorio a pesar de mostrar un ligero empeoramiento en los volúmenes del modelo con un aumento del valor del PBIAS. Además, el rendimiento de KGE se consideró satisfactorio según los criterios de Kouchi et al. (2017), con valores superiores a 0,50 en ambos casos para el período de simulación, superando incluso 0,85 en algunos casos para el módulo gwflow. Por último, evaluamos el indicador LnNSE con especial énfasis para determinar el rendimiento del modelo en condiciones de caudales bajos, ya que es fundamental para los objetivos de la presente tesis. A pesar de los buenos resultados estadísticos en

ambos casos, se observa una subestimación de los caudales bajos del modelo SWAT+ durante la mayor parte del período de simulación. Para este indicador estadístico (LnNSE), el modelo SWAT+*gwflow* mostró un rendimiento muy bueno, con valores de 0,87 y 0,84 para el periodo de calibración y validación, y una tendencia de caudales bajos similar a la observada.

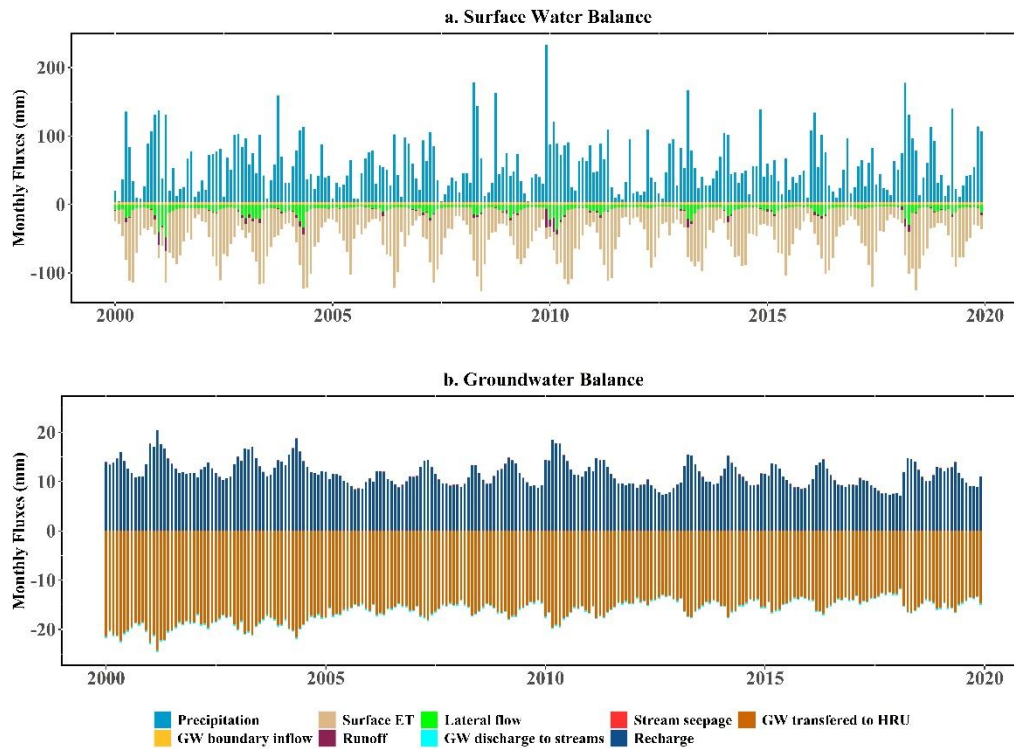
Además, para la validación del modelo SWAT+*gwflow*, se calcularon los mismos valores estadísticos para las estaciones de aforo de aguas arriba. El rendimiento diario de la estación N°3001 - Peralejos de las Truchas mostró un muy buen ajuste en comparación con los caudales observados, alcanzando valores de NSE de 0,79 y 0,75 y PBIAS entre -4% y 13% para los periodos de calibración y validación. En cuanto a los caudales bajos, los valores de LnNSE para esta estación fueron de 0,82 y 0,73, y el KGE fue superior a 0,80 en todos los casos. Por último, el rendimiento de la estación N°3268 - Taravilla fue satisfactorio según Moriasi et al. (2007), empeorando ligeramente en los indicadores estadísticos (valores NSE de 0,59 y 0,51 y PBIAS en torno al -17 %), pero correspondiendo a la misma tendencia visual de los caudales observados. Los valores de LnNSE fueron de 0,56 y 0,49, y el KGE osciló entre 0,61 y 0,65, manteniendo un ajuste satisfactorio de los caudales medios y bajos del modelo.

5.5.2.1.3. Balance hídrico

La figura 24 muestra los procesos hidrológicos mensuales en la subcuenca del río Tajo en Trillo durante el periodo de simulación (2000-2019). El gráfico (a) muestra todos los procesos superficiales del sistema y (b) los procesos de acuíferos y de aguas subterráneas. Los valores positivos se refieren a las entradas al sistema, principalmente las precipitaciones y los caudales provenientes de cuencas colindantes en el balance de aguas superficiales y la recarga en el balance de aguas subterráneas. Por el contrario, las salidas del sistema se representan con valores negativos, incluyendo la ET superficial, la escorrentía superficial y el flujo lateral del suelo, contribuyendo estos dos últimos al caudal de los ríos. El patrón estacional revelado por las entradas y salidas tiene sentido para el balance general de la cuenca hidrográfica. Del mismo modo, al tratarse de una cuenca muy dominada por las aguas subterráneas, una parte significativa del rendimiento hídrico total producido es el flujo lateral del suelo, que se origina en las aguas subterráneas (Fig. 24b) en zonas con niveles freáticos poco profundos, y cuyo volumen contribuye de

manera significativa al caudal fluvial. En Molina-Navarro et al. (2014) también se destaca la importancia del componente de flujo lateral en una cuenca geográficamente cercana a la zona de estudio actual. Del mismo modo, las pendientes de la subcuenca hidrográfica estudiada (superiores al 8% en aproximadamente el 65 % de la cuenca) también contribuyen a la importancia del aumento del flujo lateral, tal y como establecen Samper et al. (2011). En general, el flujo lateral del suelo sirve de vía para que las aguas subterráneas lleguen a la red fluvial, lo que puede considerarse parte del flujo base (Yimer et al., 2023).

Figura 24. Flujos mensuales (a) de aguas superficiales y (b) de aguas subterráneas para el período de simulación 2000-2019 en la subcuenca del río Tajo en Trillo.



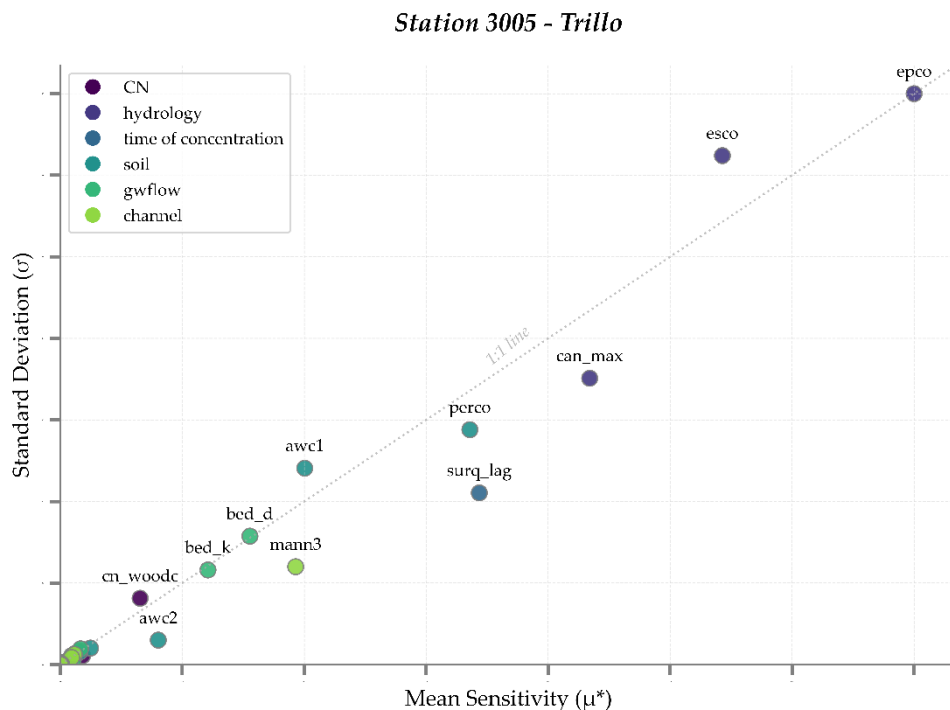
Fuente: Castellanos-Orsorio et al. (2025).

5.5.2.2. Cuenca alta del río Tajo hasta Aranjuez

5.5.2.2.1. Análisis de sensibilidad

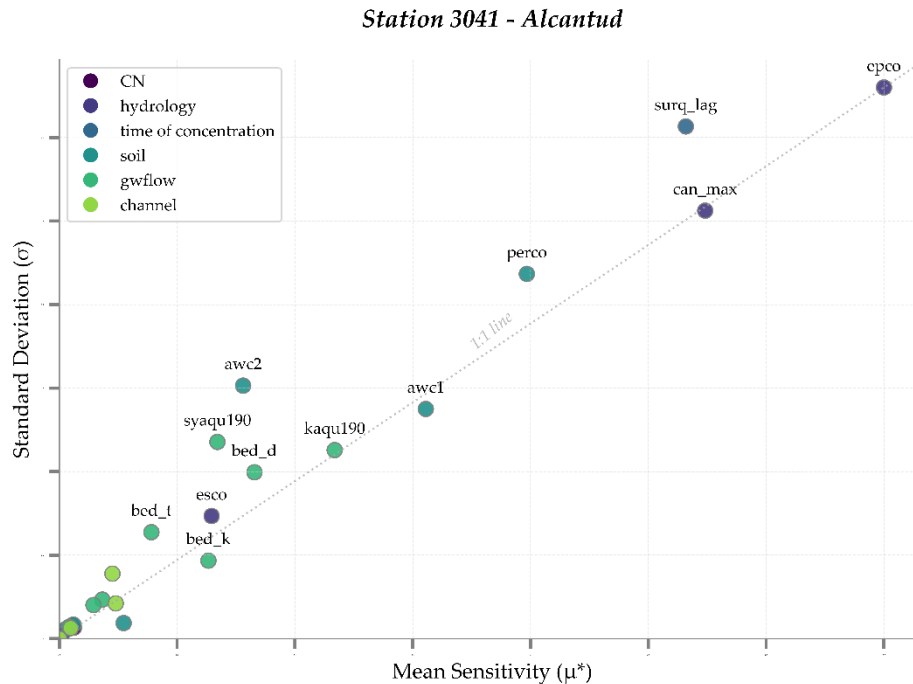
Los resultados del método de sensibilidad de Morris para determinar la influencia de los parámetros sobre la cuenca de cabecera del Tajo se muestran en las figuras 25 y 26. En este caso, al tratarse de la cuenca alta del Tajo hasta Aranjuez, en la **publicación 4** el análisis de sensibilidad se ha realizado en los puntos aguas arriba de los embalses de Entrepeñas y Buendía, que es donde se disponen de datos suficientes en régimen natural para poder calibrar el modelo hidrogeológico. Estos puntos son nuevamente la estación de aforo N°3005 en Trillo (subcuenca estudiada en el punto anterior) y la estación de aforo N°3041 en Alcantud (subcuenca del río Guadiela). El procedimiento para la selección de los parámetros más influyentes es el mismo que se ha desarrollado en el apartado 5.5.2.1.1.

Figura 25. Análisis de sensibilidad basado en el método de Morris en la cuenca alta del Tajo hasta Aranjuez. Parámetros sensibles para la estación de aforo 3005 en Trillo. Cada color representa un proceso hidrológico



Fuente: Senent-Aparicio et al. (publicación en revisión).

Figura 26. Análisis de sensibilidad basado en el método de Morris en la cuenca alta del Tajo hasta Aranjuez. Parámetros sensibles para la estación de aforo 3041 en Alcantud. Cada color representa un proceso hidrológico



Fuente: Senent-Aparicio et al. (publicación en revisión).

Este análisis de sensibilidad conjunto de los parámetros de la cabecera del Tajo reveló que los más influyentes eran los de los grupos de hidrología y evapotranspiración, seguidos de los parámetros relacionados con el suelo, el tiempo de concentración y los procesos de las aguas subterráneas. Parámetros como *epco*, *esco* y *can_max* eran de esperar, dado que estamos analizando una cuenca mediterránea donde los valores de evapotranspiración suelen ser elevados (Molina-Navarro et al., 2014). Tanto en la subcuenca de Trillo como en la de Alcantud, el coeficiente de percolación (*perco*) resultó sensible, lo cual es un parámetro directamente relacionado con el ajuste de la humedad del suelo para que se produzca la percolación y tiene sentido en cuencas dominadas por interacciones con las aguas subterráneas (Yimer et al., 2023). Los resultados destacan cómo el intercambio entre las aguas subterráneas, los cauces fluviales y los gradientes del nivel freático se ven significativamente afectados por la

conductividad hidráulica del lecho del río y del acuífero (*bed_k* y *kaqu*), así como por la porosidad específica del acuífero (*syaqu*) (Abbas et al., 2024).

5.5.2.2.2. Calibración y validación

En la tabla 9 se muestran los valores calibrados de los parámetros para la respuesta del caudal a partir del modelo SWAT+*gwflow* en las subcuencas de Trillo y Alcantud. Además, se muestran los parámetros de la calibración complementaria en la subcuenca de Aranjuez para el ajuste de los valores evapotranspiración real (AET) del modelo, realizada con la finalidad de validar el funcionamiento del modelo aguas debajo de los embalses. La reducción con respecto a los valores predeterminados del factor de compensación de la absorción de las plantas (*epco*) y del factor de compensación de la evaporación del suelo (*esco*) contribuyó a un aumento de la evapotranspiración del modelo, adecuado en climas semiáridos (Bressiani et al., 2015). En el caso de Aranjuez, la reducción de estos parámetros fue menor que en Trillo y Alcantud. En relación con lo anterior, se observó una reducción del número de curva (*cn2*), cuyo valor resultante es coherente con los esfuerzos de modelización anteriores (Molina-Navarro et al., 2014; Senent-Aparicio et al., 2021). La capacidad de agua disponible (*awc*) de la capa de suelo aumentó alrededor de un 10% en los dos suelos principales, lo que muestra una reducción del movimiento del agua a través de las capas del suelo (Qiu et al., 2012).

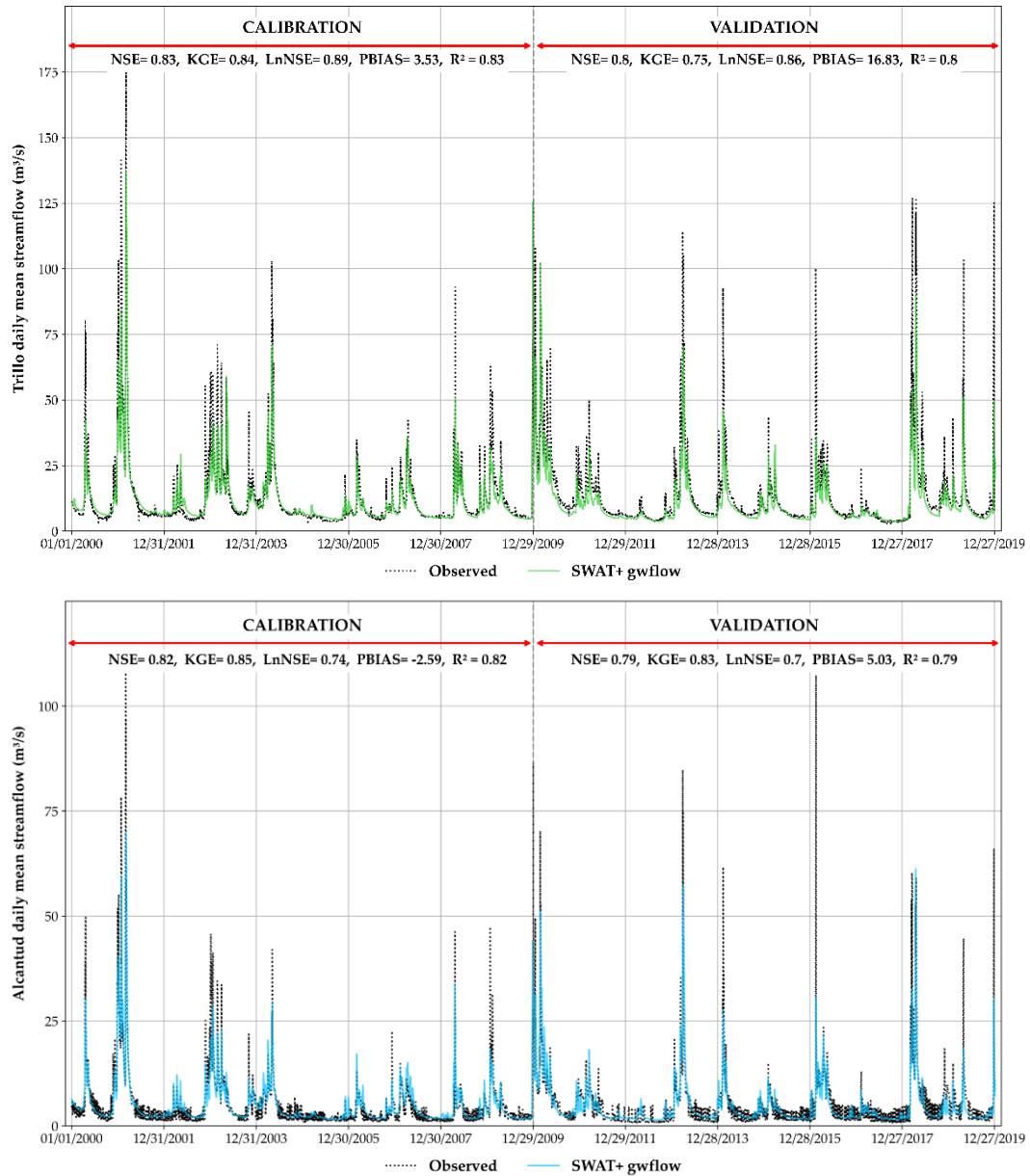
Según Abbas et al. (2024), los niveles de agua subterránea relativamente poco profundos en relación con la superficie del terreno y la elevación del cauce son la causa del aumento de los valores de conductividad hidráulica del lecho del río (*bed_K*), lo que tuvo un impacto directo en el flujo base y el intercambio entre las aguas superficiales y subterráneas en ambas subcuencas de cabecera. La conductividad hidráulica (*Kaqu*) y la porosidad eficaz (*Syaqu*) del acuífero tuvieron un impacto directo en la contribución de las aguas subterráneas al caudal fluvial en Alcantud. Ajustando sus valores, se pueden regular las fluctuaciones en los niveles de las aguas subterráneas causadas por los cambios en el almacenamiento de las mismas (Bailey et al., 2023).

Tabla 9. Parámetros seleccionados y valores calibrados del modelo SWAT+gflow en las subcuencas de Trillo y Alcantud para la respuesta del caudal, y para la respuesta de la AET en la subcuenca de Aranjuez

Proceso hidrológico	parámetro	Descripción	Valor calibrado		
			Trillo	Alcantud	Aranjuez
Evapotranspiración potencial y real	epco	Factor de compensación de la absorción por las plantas	0.0338	0.0251	0.2693
	esco	Factor de compensación de la evaporación del suelo	0.4187	0.6399	0.5531
	can_max	Capacidad de almacenamiento máximo (mmH ₂ O)	31.2185	9.7428	18.8321
Escurrimiento superficial	CN2 # (1 clase)	Número de curva del SCS (adimensional)	-2.33%	-	-
Suelo	awc # (2 clases)	Capacidad de agua disponible de la capa de suelo (mmH ₂ O/mm suelo)	7.94 - 13.31%		-
	perco	Coefficiente de percolación	0.38	0.21	-
Cauce fluvial	ch_n # (1 clase)	Valor "n" de Manning para el canal principal	0.0159	-	-
Tiempo de concentración	surq_lag	Coefficiente de retardo de la escurrimiento (días)	14	3	-
Agua subterránea (gflow)	bed_k	Conductividad hidráulica del cauce (m/día)	4.49e ⁻³	9.26e ⁻⁵	-
	bed_d	Profundidad del río (m)	4.22	2.45	-
	bed_t	Espesor del lecho (m)	-	1.27	-
	Kaqu # (1 clase)	Conductividad hidráulica del acuífero para una zona específica (m/día)	-	0.134	-
	Syaqu # (1 clase)	Porosidad eficaz para una zona específica	-	0.32	-

La figura 27 muestra los valores estadísticos diarios y la representación gráfica del caudal en Trillo y Alcantud para el período de calibración (2000-2009) y validación (2010-2019). El modelo SWAT+gflow mostró un rendimiento muy bueno en la reproducción del caudal fluvial según los criterios de Moriasi et al. (2007), alcanzando valores de NSE superiores a 0,80 y valores de PBIAS inferiores al 5 % tanto en Trillo (verde) como en Alcantud (azul) durante el periodo de calibración. Del mismo modo, los altos valores de KGE a lo largo del período de simulación indicaron un rendimiento satisfactorio según los criterios establecidos por Kouchi et al. (2017), alcanzando valores cercanos a 0,90. En cuanto a la sección del hidrograma relevante para los objetivos del estudio, los caudales bajos del modelo también mostraron un buen rendimiento estadístico en ambas subcuencas, con valores de LnNSE superiores a 0,85 para Trillo y superiores a 0,70 para Alcantud. En el caso de esta última estación, se observó un ligero descenso en este estadístico, que puede atribuirse a la alta variabilidad de los caudales bajos medidos por la estación de medición existente (línea negra discontinua).

Figura 27. Caudal diario observado y simulado por el modelo SWAT+gflow en las estaciones de aforo de Trillo y Alcantud para los períodos de calibración (2000-2009) y validación (2010-2019)

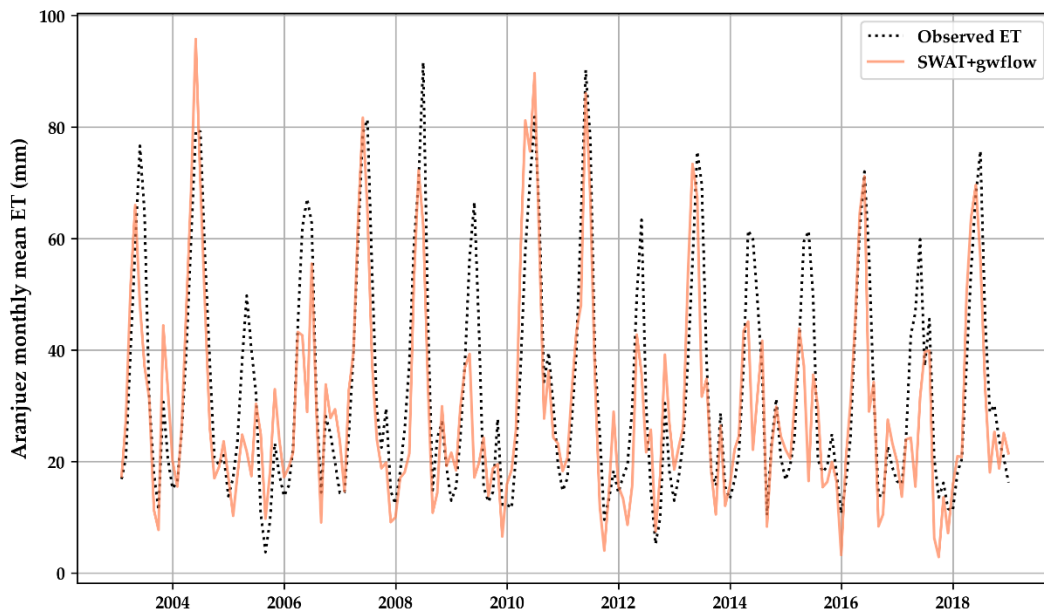


Fuente: Senent-Aparicio et al. (publicación en revisión).

Una vez calibrado el modelo en los puntos de Trillo y Alcantud, donde se disponía de datos diarios de caudal en condiciones naturales, se llevó a cabo una segunda validación del modelo en la subcuenca de Aranjuez, aguas abajo de los

embalses de Entrepeñas y Buendía, ajustando los valores mensuales de la evapotranspiración real (AET). La evaluación de la respuesta de la AET del modelo frente a los datos satelitales de GLEAM (v3.7b) se realizó para el período 2003-2018 y se muestra en la figura 28. Los resultados revelaron un rendimiento satisfactorio en la predicción de la AET mensual, siguiendo los criterios de Moriasi et al. (2007) y Kouchi et al. (2017) ($KGE = 0,77$, $PBIAS = 3,86 \%$ y $NSE = 0,68$), lo que complementa el buen ajuste de SWAT+*gwflow* demostrado aguas arriba para la reproducción del caudal.

Figura 28. Comparación entre la evapotranspiración (ET) media mensual basada en satélite de GLEAM y la ET real simulada del modelo SWAT+*gwflow* en Aranjuez durante el periodo 2003-2018.



Fuente: Senent-Aparicio et al. (publicación en revisión).

La validación de modelos hidrológicos utilizando datos satelitales provenientes del GLEAM se ha llevado a cabo con éxito en numerosos estudios con aplicaciones hidrometeorológicas (Bai y Liu, 2018; López-Ballesteros et al., 2023; Senent-Aparicio et al., 2021) y ha demostrado ser útil cuando los datos sobre el caudal natural de los ríos son escasos.

5.5.3. Influencia de las técnicas de desagregación y el acoplamiento con el módulo subterráneo en la reproducción de los caudales bajos

Los diferentes experimentos realizados a lo largo del desarrollo de esta tesis en la búsqueda de la simulación de caudales fiables, principalmente caudales bajos en condiciones de sequía, para emplearlos en la estimación de caudales ambientales, se discuten en este apartado. En la **publicación 1**, que es la primera en la que se comienzan a discutir alternativas viables para la obtención de caudales diarios mediante técnicas de desagregación, se dedica uno de los escenarios de simulación del estudio a la combinación entre el modelo SWAT+ y el modelo WRAP para aplicar dichas técnicas. De este primer experimento se deduce la fiabilidad de los distintos métodos y su rendimiento frente los objetivos de este estudio. Estos resultados tienen gran relevancia de cara a estudios posteriores para poder seleccionar con certeza el método de desagregación según los objetivos de cada estudio. Estas conclusiones son cruciales de cara a la **publicación 2** que, pese a estar enfocada en la integración de un módulo subterráneo para mejorar las limitaciones del modelo SWAT+, también evalúa el rendimiento de la mejor técnica de desagregación que se ha justificado en el estudio anterior. Esta comparación deja en evidencia la mejora escalada que se ha ido alcanzando durante la realización de esta tesis de cara a la generación de series de caudales ajustadas a la realidad que representen la variabilidad natural del flujo.

En el segundo escenario de simulación de la **publicación 1** (“Calibración y simulación a escala mensual junto a la aplicación de técnicas de desagregación”), que podría considerarse complementario a la calibración realizada en el escenario previo a escala mensual, manteniendo los mismos parámetros de calibración del modelo SWAT+ y simplemente cambiando la escala de tiempo de simulación (de escala diaria a mensual), destaca del resto por haberse realizado una posterior desagregación de dichos caudales mensuales mediante el software WRAP. En la tabla 10 se comparan los caudales diarios obtenidos con cada técnica de desagregación y los caudales observados de las estaciones de aforo N°1303 en Piloña y N°3005 en Trillo. A partir de esta comparación, se observó que la opción 4 (replicación del patrón de caudal) era la que mejor se ajustaba a los caudales diarios observados debido a la distribución basada en el patrón de flujo diario de la estación donante (estaciones de aforo N°1302 para PRB y N°3006 para TRB). Estos resultados justifican también la recomendación por parte del manual del software

WRAP, ya que es la que considera más adecuada y el método que aplica de manera predeterminada en el módulo diario del programa WRAP (Wurbs, 2021), siendo la forma más realista y óptima de replicar el comportamiento hidrológico y de las estaciones de aforo cercanas en régimen natural.

En este sentido, centrándonos en el estadístico clave para los objetivos de esta tesis que es el LnNSE que define el rendimiento de los caudales bajos del modelo, se observa una notable mejora con respecto al escenario 1 (“Calibración mensual y simulación diaria”) donde el estadístico pasa de 0,4 en el mejor de los casos a 0,86 en el caso de la PRB, mientras que en la TRB pasa de 0,41 a 0,52. De igual manera, si lo comparamos con el escenario 3 (“Calibración y simulación a escala diaria”), los resultados de este estadístico de caudales bajos revela una mejora aun superior que con respecto al apartado anterior, presentando mejoras que van del 0,39 al 0,86 en la PRB, y de 0,19 a 0,52 en la TRB. La comparación con este último escenario destaca una de las dificultades del modelo SWAT+ cuando se trabaja directamente a escala diaria, que es la subestimación de los caudales bajos del modelo, lo que posteriormente llevaría a una infravaloración del caudal ecológico en ambas estaciones de aforo. La principal ventaja o mejora del escenario de desagregación es la capacidad de preservar los volúmenes mensuales, disminuyendo la dificultad a simplemente la manera de repartir dichos volúmenes de agua a lo largo de los días del mes.

Tabla 10. Comparación estadística entre los caudales diarios desagregados provenientes de la simulación mensual y los caudales diarios observados en las estaciones de aforo

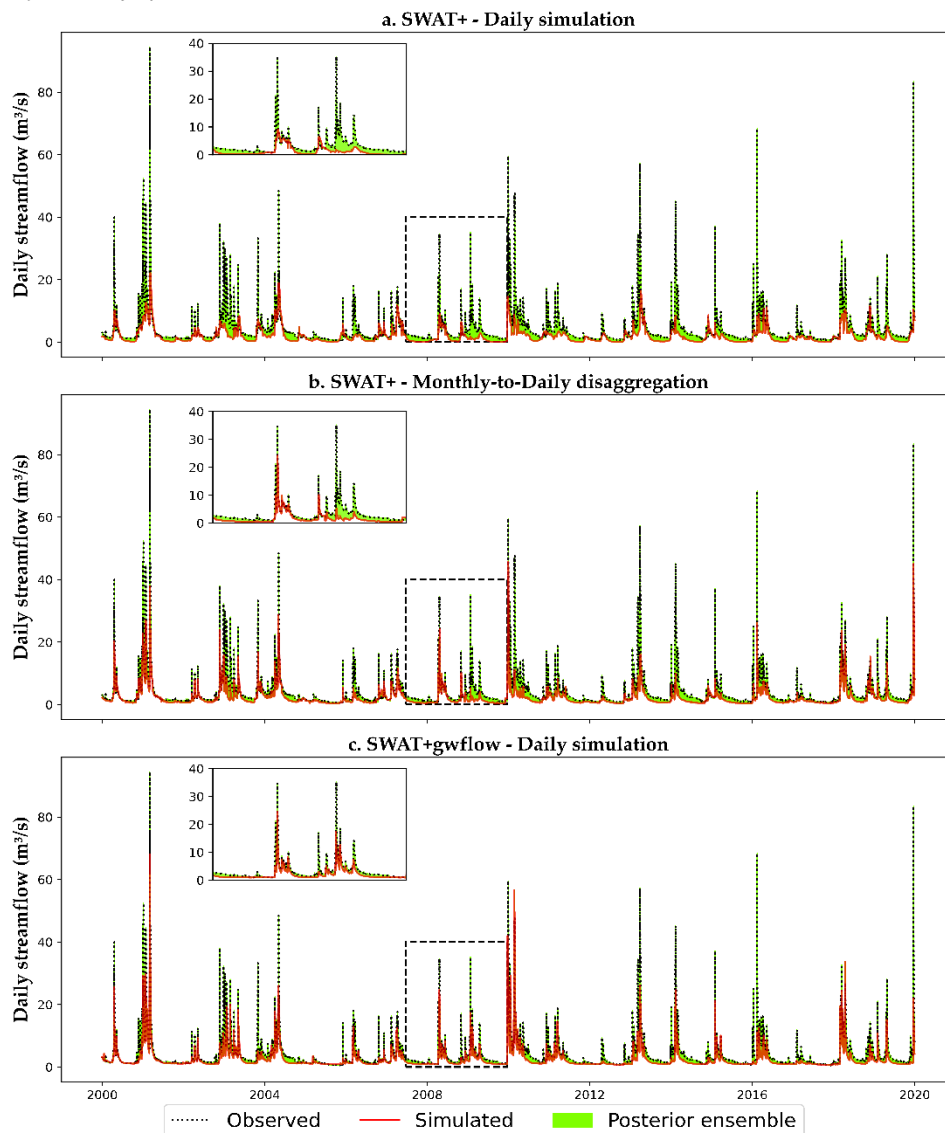
Técnica de desagregación	PRB					TRB				
	KGE	LnNSE	NSE	RMSE	RSR	KGE	LnNSE	NSE	RMSE	RSR
Distribución uniforme	0.66	0.24	-0.58	15.48	1.26	0.57	0.16	0.50	14.98	0.81
Interpolación lineal	0.65	0.33	-0.40	15.60	1.18	0.58	0.21	0.51	13.87	0.73
Variabilidad del ajuste	0.82	0.73	0.80	9.98	0.45	0.71	0.48	0.65	9.44	0.41
Réplica de patrón de flujo	0.88	0.86	0.86	8.61	0.38	0.77	0.52	0.66	8.36	0.34

En el caso de la **publicación 2**, también se estudiaban tres escenarios donde las simulaciones diarias de los modelos SWAT+ independiente y SWAT+*gwflow* acoplado se corresponde a los escenarios (a) y (c) respectivamente. En cuanto al escenario (b), se replicó el experimento estudiado en la **publicación 1** y nuevamente utilizamos los caudales de una simulación mensual (SWAT+) como entrada al modelo WRAP para extraer una serie de caudales diarios adicionales a partir de la desagregación basada en un patrón de flujo diario (técnica 4 del WRAP, por haberse justificado como la de mejores resultados en la publicación anterior). Esta desagregación se realizó en la estación de validación aguas arriba N°3001-Peralejos de las Truchas usando como patrón la estación N°3005-Trillo. La comparación de estos escenarios permitió analizar la incertidumbre asociada a las series de caudales empleadas para el posterior cálculo de los caudales ecológicos. En relación con esto, la figura 29 muestra las diferencias encontradas según la serie de caudales diarios utilizada (a, b o c), lo que pone en evidencia la necesidad de reproducir eficazmente los caudales mínimos para los objetivos mencionados. Cada hidrograma incluye una ventana ampliada para mostrar un período específico con mayor detalle.

Una simple inspección visual reveló las diferencias entre los tres escenarios comparados, resaltadas en verde. La simulación diaria del SWAT+ independiente (a) muestra una alineación general con los datos observados, especialmente durante los eventos de caudal medio y alto. Sin embargo, las discrepancias son evidentes durante los períodos de caudal bajo, como indica la importante cantidad de área verde. La sección ampliada revela que el modelo a menudo subestima el caudal base, posiblemente debido a la parametrización del modelo o a sus limitaciones inherentes para captar con precisión la dinámica de los caudales bajos (Yimer et al., 2023). El escenario SWAT+ desagregado (b) demostró un mejor rendimiento en la simulación de caudales bajos que el escenario de simulación diaria (a). El área sombreada en verde es más estrecha, lo que indica una disminución de la incertidumbre y una mejora en la sincronización del modelo. La ventana ampliada muestra una mayor coincidencia entre los caudales observados y simulados durante los períodos de caudal bajo, lo que sugiere que el enfoque de desagregación de la **publicación 1** mejora la capacidad del modelo para captar las variaciones del caudal base con mayor precisión (Castellanos-Osorio et al., 2023) que el escenario anterior. Por último, el modelo acoplado SWAT+*gwflow* (c) mostró el mejor rendimiento de los tres escenarios en la simulación de caudales máximos

y caudales base. Las discrepancias, indicadas por el área sombreada en verde, son mínimas, y la sección ampliada destaca una fuerte concordancia entre los caudales observados y simulados. La capacidad del módulo *gwflow* para integrar la dinámica del flujo de agua subterránea mejora significativamente su precisión en la representación de las condiciones del caudal base (Bailey et al., 2023).

Figura 29. Caudal diario observado y simulado para (a) SWAT+ y (c) SWAT+*gwflow* en la estación de aforo N°3001-Peralejos de las Truchas. En (b) se muestra la desagregación de mensual a diario basado en un patrón de flujo (N°3005-Trillo)

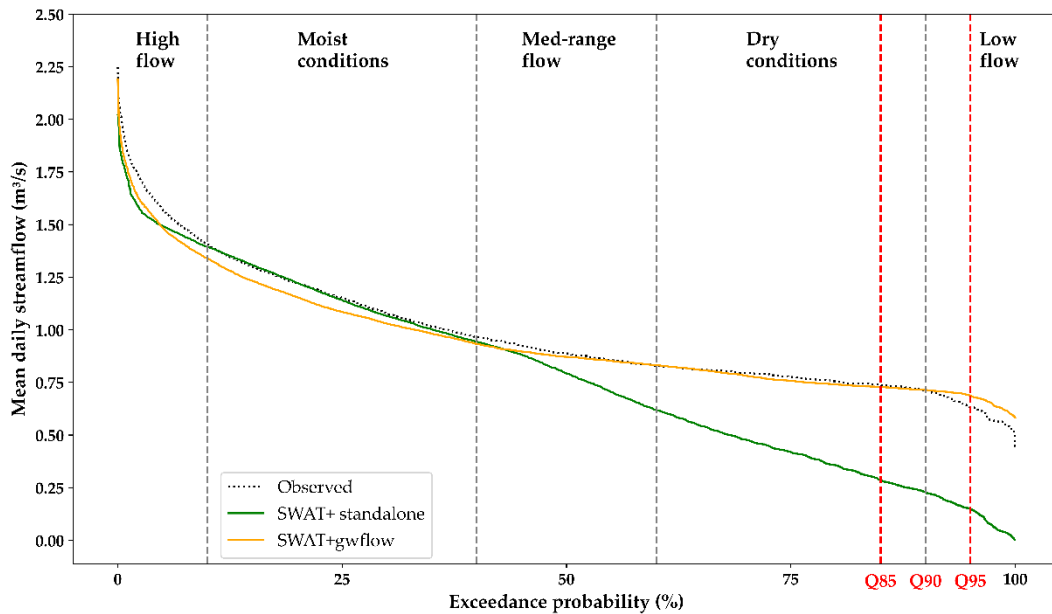


Fuente: Castellanos-Orsorio et al. (2025).

Por otra parte, en la **publicación 2** no sólo fue importante el acoplamiento del modelo para la notable mejora observada en la figura anterior, sino que también el ajuste de los pesos durante la calibración del modelo fue crucial para reducir la incertidumbre en la estimación de los indicadores ambientales. Este enfoque, combinado con una mayor valoración de los caudales bajos, permitió una mayor precisión en las condiciones de caudal base. Esta mejora, principalmente para el escenario SWAT+*gwflow*, se puede observar en las curvas de duración del caudal (FDC) que se muestran en la figura 30. Para considerar un análisis completo de las fases de caudal alto y bajo del hidrograma, dividimos la curva de duración del caudal en cinco segmentos basados en la probabilidad de excedencia del caudal ($Q_p\%$) (U.S. Environmental Protection Agency, 2007). Estudios anteriores han realizado esta caracterización en zonas para un análisis más detallado del comportamiento del caudal simulado (Jimeno-Sáez et al., 2018; Pfannerstill et al., 2014).

En este estudio, consideramos los caudales superiores al $Q_{10\%}$ como caudales altos, los comprendidos entre el $Q_{10\%}$ y el $Q_{40\%}$ como condiciones húmedas, los comprendidos entre el $Q_{40\%}$ y el $Q_{60\%}$ como caudales medios, los comprendidos entre el $Q_{60\%}$ y el $Q_{90\%}$ como condiciones de sequía y, por último, los caudales inferiores al $Q_{90\%}$ como caudales bajos. También hemos identificado los percentiles 85, 90 y 95 (en rojo) en la figura. Los utilizamos como indicadores de caudal ambiental en la tabla 3 para observar el rendimiento en ese rango. El modelo SWAT+ independiente (verde) mostró limitaciones a la hora de simular el caudal de los ríos en diferentes condiciones de caudal.

Figura 30. Comparación de los datos de caudal diario estimados por SWAT+, SWAT+gwflow y los datos observados en la estación de aforo N°3005-Trillo mediante curvas de duración de caudales (FDC)



Fuente: Castellanos-Osorio et al. (2025).

A pesar de mostrar una buena representación de los caudales en condiciones de caudal alto y de humedad, el modelo SWAT+ independiente (verde) reveló una mayor desviación en condiciones de caudal medio a bajo. Esta discrepancia justifica la subestimación de los caudales ecológicos mostrada en la **publicación 1** y el déficit del modelo en representaciones simplificadas de los procesos hidrológicos durante estas condiciones de caudal bajo. Por el contrario, el modelo acoplado SWAT+gwflow (naranja) mostró una mejora constante y un rendimiento satisfactorio en las cinco zonas. La representación mejorada de los procesos de las aguas subterráneas permitió al modelo reproducir un mejor comportamiento de la subcuenca del Tajo en Trillo en la **publicación 2**, principalmente en condiciones de caudal bajo y sequía. Al observar la tendencia de la curva del modelo acoplado, es de esperar que este escenario muestre las desviaciones más pequeñas al estimar los caudales ecológicos, lo que destaca la mejora significativa con respecto al modelo SWAT+ estándar, directamente diario y desagregado, en las mismas condiciones.

5.5.4. Resultados de la caracterización del régimen natural y estimación de los caudales ecológicos por métodos hidrológicos

5.5.4.1. Indicadores de Alteración Hidrológica en Ríos (IAHRIS)

A partir de los caudales diarios obtenidos en los tres escenarios de la **publicación 1**: (1) calibración mensual y simulación diaria, (2) calibración y simulación mensual y desagregación a partir de un patrón de flujo diario y (3) calibración y simulación diaria, se evaluó la caracterización del régimen de caudales naturales en los ríos Piloña (PRB) y Tajo (TRB) siguiendo la metodología del software IAHRIS para los periodos 1980-2009 y 1971-1986 respectivamente, tal y como se muestra en las tablas 11 y 12. En líneas generales, la comparación entre los indicadores de la estación de aforo y los tres modelos deja claro que el escenario (2) superó a los otros dos en el PRB tanto para los valores habituales como para los extremos. Sin embargo, en el caso del TRB, las similitudes con los valores registrados dependían principalmente del parámetro considerado, mientras que, en las sequías, el escenario (2) superó a los otros modelos.

Tabla 11. Caracterización del régimen natural según IAHRIS en la PRB

	Parámetro	Aforo	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Valores Habituales	P1	297.91	210.50	280.67	341.56
	P2	67.91	52.43	69.90	79.64
	P3	Ene-Ago	Ene-Sept	Ene-Sept	Dic-Ago
	P4	19.89	12.37	19.42	25.26
Valores Extremos (Inundaciones)	P5	140.50	162.53	129.64	165.90
	P6	136.3	147.2	117.0	154.8
	P7	178.6	186.6	148.2	199.2
	P8	35.39	32.20	33.82	38.89
	P9	0.45	0.34	0.34	0.39
	P10	0.28	0.43	0.32	0.29
	P11	5.69	3.9	6.45	4.9
	P12	0.0-2.8	0.0-3.2	0.0-3.2	0.0-3.0
Valores Extremos (Sequías)	P13	1.34	0.97	1.13	0.17
	P14	1.55	1.07	1.36	0.41
	P15	0.30	0.23	0.27	0.66
	P16	0.32	0.23	0.22	0.53
	P17	21.41	19.69	14.79	13.10
	P18	0.0-0.0	0.0-0.0	0.0-0.0	0.0-0.0

	P19	0.0-10.9	0.0-11.1	0.0-9.1	0.0-5.6
--	-----	----------	----------	---------	---------

En la PRB, el volumen medio anual observado fue de 298 Hm³, mientras que los modelos estimaron valores entre 210 y 341 Hm³, destacando el escenario 2 con el menor error (-5,68 %). Este escenario también presentó la mayor precisión en la predicción de los valores habituales (P2), con una diferencia de apenas 1,5 % respecto a la estación de aforo, aunque todos los modelos mostraron un desfase estacional de un mes. La estacionalidad de los valores habituales, pese a ser menos crítica que la de los extremos, resulta esencial para la biodiversidad y procesos ecológicos (Brizga et al., 2001; Martínez Santa-María et al., 2008). En relación con los caudales extremos, el escenario 2 logró las mejores predicciones en P5 y P8, si bien todos los modelos subestimaron la variabilidad máxima diaria (P9) y sobreestimaron la de inundaciones habituales (P10), claves en la dinámica geomorfológica y de nutrientes (Thoms y Sheldon, 2002). En cuanto a los mínimos extremos, el escenario 2 reprodujo con gran similitud los resultados observados, destacando en sequías (P13, P14), aunque con una ligera subestimación (>10 %), frente al escenario 3, cuyo error superior al 70 % implicaría un alto riesgo para los ecosistemas ribereños (Richter et al., 1997).

Tabla 12. Caracterización del régimen natural según IAHRIS en la TRB

	Parámetro	Aforo	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Valores Habituales	P1	382.84	438.75	687.52	327.29
	P2	69.68	91.81	144.96	66.33
	P3	Mar-Sept	Abr-Oct	Abr-Oct	May-Sept
	P4	20.41	20.92	44.07	14.77
Valores Extremos (Inundaciones)	P5	75.83	145.99	127.23	103.92
	P6	78.3	158.1	146.1	114.6
	P7	105.5	217.6	206.0	158.9
	P8	33.85	39.73	66.14	28.93
	P9	0.55	0.64	0.75	0.67
	P10	0.57	0.71	0.68	0.75
	P11	14.53	4.60	5.73	4.47
	P12	0.0-6.4	0.0-4.3	0.0-6.8	0.0-4.2
Valores Extremos (Sequías)	P13	3.92	2.17	1.90	1.88
	P14	4.44	2.86	4.00	2.42
	P15	0.34	0.75	0.60	0.70

	P16	0.29	0.67	0.70	0.62
	P17	31.07	18.47	22.13	20.80
	P18	0.0-0.0	0.0-1.3	0.0-0.0	0.0-0.0
	P19	0.0-9.8	0.0-12.9	0.0-11.7	0.0-12.9

En el caso de la subcuenca del Tajo en Trillo, los resultados de los escenarios de simulación no mostraron un ajuste destacado para los valores habituales ni para las crecidas, aunque el escenario 3 fue el más adecuado en la representación de sequías. El escenario 1 tendió a sobreestimar los caudales y su variabilidad, mientras que el escenario 2 duplicó los volúmenes estimados. El escenario 3 reprodujo valores similares a los observados, pero generalmente por debajo, lo que implicaría menor disponibilidad hídrica para la vegetación y fauna (Bejarano et al., 2018). En la TRB, los máximos valores obtenidos con el escenario 1 podrían deberse a la distancia entre la estación donante y la zona de estudio, así como a la influencia de parámetros aguas abajo (Heuvelmans et al., 2004). En todos los modelos se sobreestimaron las crecidas entre un 50-100 %, fuertemente condicionadas por la zona climática, la cual influye en la magnitud y frecuencia de los picos de caudal y en la resiliencia de los organismos ribereños (McCluney et al., 2014). Esto se reflejó en mayores coeficientes de variación para las crecidas (P9 y P10) respecto al PRB, así como en la subestimación del número de días de inundación (P11). En cambio, los mínimos extremos fueron mejor representados por el escenario 2, especialmente en sequías (P13-P19). Aunque todos los escenarios subestimaron el caudal mínimo medio (P13), el escenario de desagregación ofreció valores próximos para las sequías habituales (P14). Algunos autores recomiendan caracterizar los mínimos mediante percentiles de excedencia en lugar de medias, como ya aplican numerosos planes hidrológicos en España (Sugiyama et al., 2003; Mezger et al., 2019). La variabilidad de las sequías (P15, P16) fue superior a la observada, lo que podría favorecer a los bentos (Barmuta, 2001), mientras que en duración (P17-P19), el escenario 2 fue nuevamente el más consistente.

5.5.4.2. *Caudales ecológicos a partir de los métodos hidrológicos recomendados por la IPH*

Los indicadores de caudal ecológico que se emplearon en los distintos estudios que componen esta tesis doctoral están basados en las recomendaciones de la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH, 2008) española. En el caso de la **publicación 2** en la subcuenca del río Tajo en Trillo, estos indicadores ambientales se calcularon para las estaciones aguas abajo (Nº3005-Trillo) y aguas arriba (Nº3001-Peralejos de las Truchas y Nº3268-Taravilla) a partir de los datos diarios de caudal de los tres escenarios propuestos utilizando la herramienta de posprocesamiento SWAT+ (Senent-Aparicio et al., 2021). La tabla 13 muestra las variaciones de los indicadores de caudal ecológico en % calculadas con caudales simulados en relación con las calculadas con los caudales observados. La estación Nº3005-Trillo solo tenía valores de indicador para los escenarios (a) y (c), correspondientes a las simulaciones diarias de los modelos SWAT+ y SWAT+*gwflow*, ya que el escenario de desagregación mensual a diario (b) proporcionó el patrón de caudal diario (estación donante) para las estaciones aguas arriba.

Tabla 13. Variación relativa (%) de los indicadores de caudal ecológico simulados con respecto a los observados en las estaciones de aforo de aguas abajo y aguas arriba. Los escenarios (a) y (c) corresponden al SWAT+ independiente y el SWAT+*gwflow*, respectivamente. El escenario (b) se corresponde al SWAT+ desagregado

Aforo	Escenario	Qb	Q95	Q90	Q85	25Qm	21Qm
3005 (Trillo)	(a)	-46.33	-58.74	-57.36	-55.28	-57.38	-56.40
	(c)	-8.04	-13.07	-11.84	-10.12	-14.11	-13.86
3001 (Peralejos de las Truchas)	(a)	-52.46	-54.05	-53.64	-51.45	-49.74	-49.69
	(b)	-28.12	-30.26	-32.73	-30.85	-22.86	-22.28
	(c)	-6.86	-6.05	-9.27	-11.73	-10.95	-9.61
3268 (Taravilla)	(a)	-41.02	-42.50	-42.12	-41.65	-46.08	-46.21
	(b)	-7.81	+26.04	+16.67	+11.47	+1.40	+1.06
	(c)	-1.02	+4.90	+3.92	+2.15	+2.45	+2.82

En términos generales, el escenario SWAT+ independiente (a) mostró una subestimación de los caudales bajos en todas las estaciones, generalizando la incertidumbre asociada que se mostraba anteriormente en la figura 29. Esta subestimación, cuantitativamente, osciló entre el 46 % y el 58 % en la estación aguas abajo y se sitúa en torno al 50 % y al 40 % para las estaciones 3001 y 3268, respectivamente. En cualquier caso, a pesar de mostrar resultados satisfactorios en el rendimiento general del modelo, los caudales diarios del modelo SWAT+ independiente mostraron un marcado deterioro de los indicadores medioambientales, que están directamente asociados a los caudales bajos.

Cuando aplicamos técnicas de desagregación basadas en el patrón de caudales a los caudales mensuales del SWAT+ (b), observamos que la diferencia relativa de los indicadores se redujo, incluso a la mitad en algunos indicadores, para ambas estaciones aguas arriba. El indicador que mejor reflejó esta mejora fue el caudal básico (Qb), que, basado en la media móvil de 100 días, permitió destacar el rendimiento de los caudales bajos teniendo en cuenta el componente estacional (Palau y Alcázar, 2012). En general, la estación 3268-Taravilla fue la más beneficiada por la desagregación basada en el patrón de flujo diario de la estación N°3005-Trillo.

Por último, el mejor rendimiento asociado a los indicadores de caudal ecológico se observó en el tercer escenario asociado a los caudales diarios del modelo acoplado SWAT+*gwflow* (c). La mejora en la representación y parametrización del componente de aguas subterráneas se refleja directamente en la reproducción del caudal base del modelo. La precisión en los caudales bajos y de mantenimiento redujo significativamente la discrepancia en el cálculo de los indicadores ambientales, alcanzando valores más cercanos a cero para la mayoría de ellos en las tres estaciones de medición. La subestimación observada en los otros escenarios se redujo significativamente, mostrando incluso una ligera subestimación en la estación aguas arriba 3268-Taravilla, donde los caudales medios eran considerablemente inferiores a los de las otras dos estaciones.

En el caso de la **publicación 1**, para complementar la caracterización del régimen natural con IAHRIS, también se empleó como indicador ambiental el método del caudal básico (Qb), cuyos resultados para la cuenca del río Piloña (PRB) y la subcuenca del río Tajo en Trillo (TRB) se muestran en la tabla 14. Como era de esperar, dados los resultados estadísticos que se habían obtenido en los apartados previos del estudio, el escenario 3 (calibración y simulación diaria) mostró una subestimación significativa del caudal ambiental respecto a los datos observados de las estaciones de aforo en ambas cuencas. De hecho, las diferencias entre el Qb observado y el previsto fueron de -43,19% y -48,96% en el PRB y TRB, respectivamente, lo que lo hace inadecuado como índice apropiado en la evaluación del caudal ecológico. Esta infravaloración del caudal se debe a la dificultad de calibración y al ajuste de caudales bajos para eventos de escala diaria.

Del mismo modo, en el escenario 1, los caudales obtenidos a escala diaria seguían estando por debajo de la media, dando lugar a caudales ecológicos infravalorados respecto a los caudales de referencia, que mantienen los mismos criterios que en el escenario anterior, pero a menor escala. Cuando esta calibración se realizó a escala mensual, los caudales del modelo se ajustaron mejor. Sin embargo, seguía existiendo la dificultad de distribuir eficazmente estos volúmenes de agua a escala diaria.

Tras la aplicación de la técnica de desagregación basada en el patrón de flujo diario, los resultados de los caudales ecológicos del escenario 2 se ajustaron mejor a los caudales de referencia, constituyendo una alternativa válida a la obtención de caudales a escala diaria para cumplir los objetivos de este estudio. No obstante, las similitudes con los valores observados en la estación de aforo variaron mucho en función de la cuenca. Mientras que el Qb en el PRB para el Escenario 2 fue del 93,49% del de la estación de aforo, este valor disminuyó hasta un 66,40% en el TRB.

Tabla 14. Estimación del caudal básico a partir de la herramienta de posprocesado de SWAT+ en la PRB y TRB

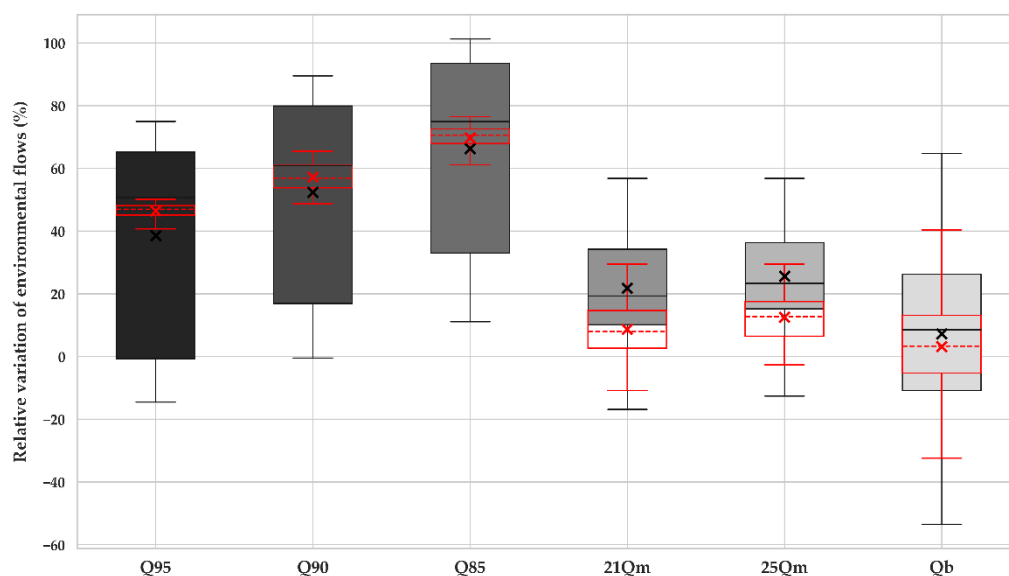
Escenario	Qb-PRB	Qb-TRB
(1) Calibración mensual – Simulación diaria	1.16	2.28
(2) Calibración mensual – Desagregación de mensual a diario	1.58	2.55
(3) Calibración diaria – Simulación diaria	0.96	1.96
Estación de aforo (CEDEX)	1.69	3.84

El método del caudal básico proporciona valores mínimos de caudal para garantizar el funcionamiento biológico de un río (Palau y Alcázar, 2012) teniendo en cuenta la variabilidad diaria del caudal, así como sus efectos sobre los hábitats del cauce y la llanura de inundación. Sin embargo, el IAHRIS no sólo destacó la magnitud del caudal mínimo en sequías, sino también otra información relevante relacionada con la frecuencia, variabilidad, duración y estacionalidad de los valores extremos tanto en avenidas como en sequías. El conjunto de parámetros del IAHRIS, además de proporcionar información valiosa sobre la disponibilidad de agua en condiciones más críticas, como también hace el Qb, considera otras cuestiones significativas como la diversidad, la resiliencia y la sincronicidad. Estas cuestiones son esenciales no sólo en las descargas de volumen sino también en la evaluación de las modificaciones de la dinámica ecológica y geomorfológica. Además, el análisis de los valores habituales realizado con el método IAHRIS permite el conocimiento del medio en condiciones no extremas, evitando que la variabilidad interanual pase desapercibida a causa de los valores extremos.

5.5.4.3. *Incertidumbre asociada a la aplicación de las recomendaciones establecidas por la IPH*

En la **publicación 4** (actualmente bajo revisión) se analiza con detalle el amplio rango de posibilidades que abarca la aplicación de las recomendaciones de la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH, 2008). Para ajustarse a la realidad, en dicho estudio se emplean las fuentes de caudal en régimen natural (a escala mensual) de referencia a nivel nacional (modelo SIMPA) y el modelo SWAT+*gflow* propuesto para la cuenca de cabecera del río Tajo hasta Aranjuez. En relación con las series de caudales empleadas (SIMPA, SIMPA-Ajustado o SWAT+*gflow*), los patrones de flujo diarios empleados para la desagregación y las técnicas de desagregación aplicadas, la figura 31 ofrece un resumen completo de los resultados de la estimación del caudal ecológico. En esta figura se muestran diagramas de caja de las estadísticas de caudal mínimo derivadas de diferentes combinaciones de hipótesis. Cada hipótesis corresponde a una configuración única de series de caudales naturales, series de referencia de desagregación, técnica aplicada y ventana temporal seleccionada. En total, se evaluaron 115 668 hipótesis, siguiendo las prescripciones metodológicas de la IPH.

Figura 31. Diagrama de cajas resumen de la incertidumbre en la estimación de caudales ecológicos para las diferentes combinaciones posibles según las recomendaciones de la IPH.



Fuente: Senent-Aparicio et al. (publicación en revisión).

Estos resultados ilustran la considerable incertidumbre inherente al proceso de estimación del caudal ecológico en el marco actual. Si lo comparamos con el valor de caudal ecológico de referencia del Plan Hidrológico de la Cuenca del Tajo (PHCT), el rango intercuartílico (IQR) de las diversas estadísticas supera con frecuencia el 50% de variación relativa en los métodos de los percentiles, mientras que para las medias móviles y método del caudal básico el rango de variación va desde -15% hasta 38% aproximadamente, lo que pone de relieve que las opciones metodológicas plausibles, todas ellas técnicamente aceptables según el IPH, pueden dar lugar a resultados muy divergentes. Esta variabilidad evidencia los riesgos de atribuir una precisión excesiva a las determinaciones del caudal ecológico y subraya la necesidad de reducir la flexibilidad metodológica que permite actualmente el IPH. Si bien el análisis se centró en los métodos hidrológicos, es probable que exista una incertidumbre similar o mayor en los métodos hidrobiológicos o basados en el hábitat, que implican aún más variables y supuestos.

Las cajas de color rojo representan los caudales ecológicos calculados exclusivamente con la serie de caudales diarios del modelo SWAT+*gflow* (sin aplicar técnicas de desagregación) propuesto en este estudio, cuyos resultados representan una reducción notable en la variación porcentual en los distintos métodos. Esta incertidumbre reducida apoya firmemente el uso de modelos hidrológicos de alta resolución y base física -como el SWAT+*gflow*- como método preferido para la estimación de caudales ecológicos en cuencas estratégicas y con datos limitados. Al evitar la necesidad de procedimientos de desagregación, que introducen fuentes adicionales de incertidumbre, el modelo proporciona una base más sólida, coherente y científicamente fundamentada para la toma de decisiones. En consecuencia, los resultados ponen de manifiesto la urgente necesidad de reformar las directrices de aplicación del IPH para dar prioridad al uso directo de modelos hidrológicos a escala diaria y limitar la excesiva latitud metodológica que se permite en la actualidad.

Una discrepancia importante entre el PHCT y la IPH radica en la **resolución temporal** de las series hidrológicas empleadas. Mientras que la IPH prescribe el uso de series de datos diarios para las evaluaciones hidrológicas, el PHCT se basa en series mensuales. Como acertadamente destaca el propio PHCT, esta diferencia metodológica conduce inevitablemente a una sobreestimación de las estadísticas de caudales bajos cuando se calculan a partir de datos mensuales, ya que el promedio mensual tiende a suavizar los valores extremos. Esta sobreestimación se traslada directamente a las prescripciones de caudal legalmente vinculantes en vigor en el marco del PHCT. Para cuantificar el alcance de esta sobreestimación, en la **publicación 4** de esta tesis se ha evaluado la diferencia calculando diversos percentiles de caudales bajos (Q95, Q90, Q85) a partir de series diarias derivadas del modelo acoplado SWAT+*gflow* en Aranjuez. Los resultados revelan que las estadísticas de caudal basadas en datos mensuales pueden ser hasta un 12% (Tabla 15) superiores a las derivadas de datos diarios de acuerdo con las directrices IPH.

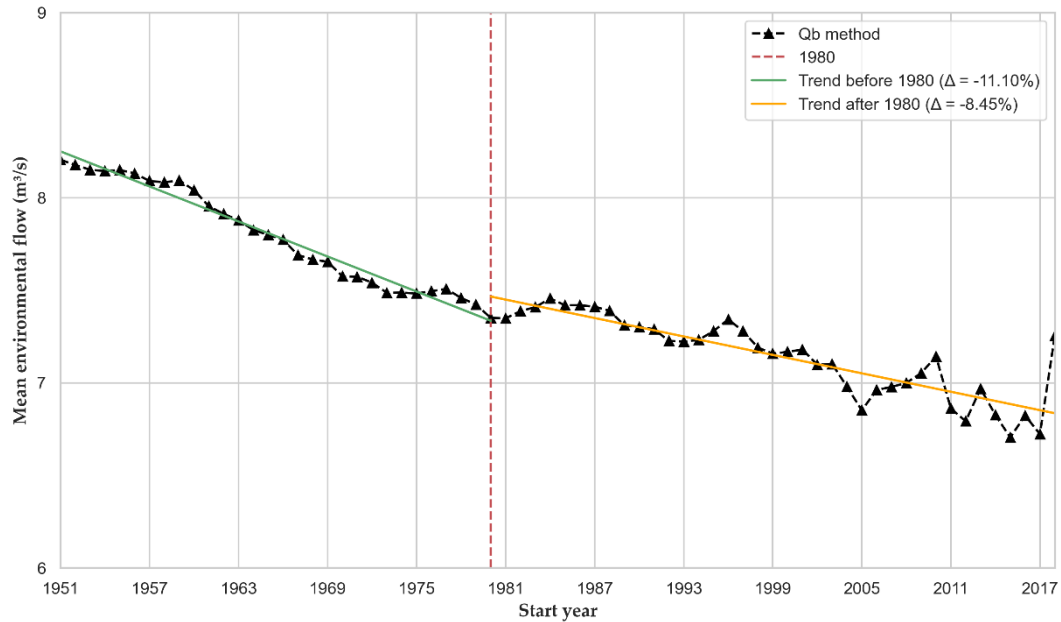
Tabla 15. Diferencia relativa (%) entre los caudales ecológicos (Q95, Q90 y Q85) calculados con series diarias con respecto a los calculados con series mensuales del SWAT+gflow en Aranjuez

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Q95	-8.42	-3.99	-9.05	-3.48	-3.80	-4.89	-4.240	-3.42	-4.97	-3.98	-3.30	-5.81
Q90	-4.30	-3.60	-3.90	-12.30	-3.90	-4.70	-3.20	-5.00	-4.50	-3.40	-2.70	-5.30
Q85	-4.67	-3.84	-3.21	-4.61	-3.74	-5.81	-2.69	-5.08	-4.95	-4.08	-3.24	-7.27

Estos resultados respaldan claramente la idea de que la agregación mensual tiende a inflar las estimaciones de caudal mínimo. Teniendo en cuenta estos resultados, sería razonable —basándose únicamente en esta discrepancia metodológica y sin tener en cuenta otros argumentos hidrológicos o ecológicos— aplicar un factor de corrección para reducir las estimaciones de caudal derivadas mensualmente en aproximadamente la misma magnitud (hasta un 12 %) con el fin de alinearlas más estrechamente con las evaluaciones conformes con la SPHI. Este ajuste proporcionaría una base más precisa y coherente para los cálculos de caudal ambiental en el caso estudiado de Aranjuez.

Por otra parte, se ha analizado también la incertidumbre asociada a la **longitud temporal** de la serie empleada en el cálculo del caudal ecológico, donde la figura 32 muestra la influencia de este factor con el ejemplo del método del caudal básico (Qb). El gráfico se basa en una serie de caudales diarios simulados desde 1951 hasta 2018 utilizando el modelo calibrado SWAT+gflow propuesto en este estudio. Los valores de caudal ecológico se calcularon ampliando progresivamente el conjunto de datos hacia atrás desde 2018, año por año, para evaluar cómo la longitud de la serie afecta a los resultados. Se observa una clara tendencia al alza en los valores estimados de caudal ecológico a medida que la serie se alarga, lo que indica la fuerte dependencia de estos métodos hidrológicos del intervalo de tiempo considerado.

Figura 32. Influencia de la longitud de la serie sobre el cálculo del caudal ecológico empleando el método del caudal básico (Q_b)



Fuente: Senent-Aparicio et al. (publicación en revisión).

Cabe destacar el periodo comprendido entre 1950 y 1985 aproximadamente, en el que las series muestran estadísticas de caudal mínimo significativamente más altas que las series más recientes. Esto sugiere que el “efecto 1980” identificado en el Libro Blanco del Agua en España (MITECO, 2004) para las aportaciones medias anuales también puede influir significativamente en los regímenes de caudal mínimo natural, hasta en 2 m³/s. La figura muestra una tendencia descendente más pronunciada antes de 1980 en comparación con la tendencia de los últimos 30 años, lo que pone de relieve un cambio en el comportamiento hidrológico. Además, la amplia gama de valores obtenidos al aplicar el mismo método al mismo conjunto de datos —que solo difiere en el intervalo de tiempo utilizado— pone en evidencia la gran sensibilidad de la longitud de las series de datos en las estimaciones de caudales ecológicos.

5.5.5. Resultados de la base de datos BULL

En este apartado se describe el producto resultante de los esfuerzos en la construcción y validación de la base de datos BULL. La creación de esta base de datos no solo abarcó la recolección y adaptación de datos, sino tareas técnicas posteriores como la aplicación de metodologías para la identificación del conjunto de cuencas no alteradas y la comparación entre diferentes productos climáticos (AEMET, ERA5-Land y EMO1) con vistas a la validación de estos para la construcción de modelos hidrológicos a gran escala en España. De esta base de datos se derivaron un total de 484 cuencas que cumplían con los requisitos técnicos basados en la iniciativa CARAVAN, con el objetivo de estandarizar este tipo de bases de datos hidrológicos a nivel global.

5.5.5.1. Registros de datos

La base de datos BULL presentada en la **publicación 3**, que abarca un total de 484 cuencas hidrográficas en todo el territorio español, se puede consultar y descargar en <https://zenodo.org/records/10605646>. Para más información sobre la organización del conjunto de datos y la estructura de carpetas consultar Senent-Aparicio et al., (2024).

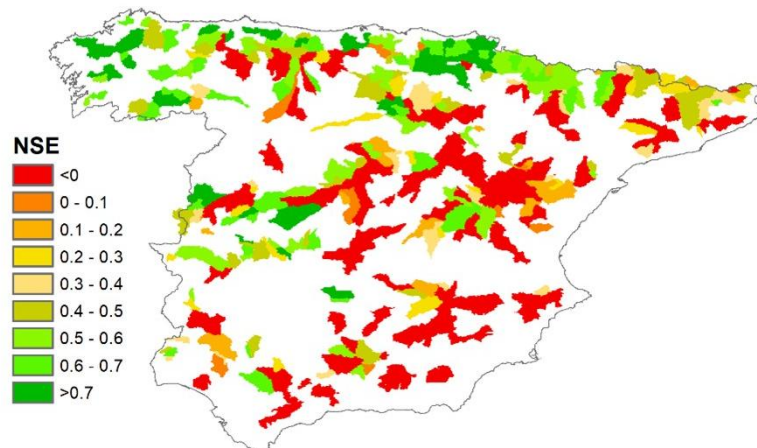
5.5.5.2. Identificación de las cuencas no-alteradas

La implicación de la **publicación 3** con el resto de las publicaciones está directamente relacionada con este apartado del estudio. Tal y como se ha comentado hasta ahora, España es uno de los países más regulados en el mundo desde el punto de vista hídrico, por lo que la búsqueda del régimen natural ante objetivos medioambientales (como la definición de un régimen de caudales ecológicos) representa un desafío crucial. Esta conexión da sentido al estudio integral de las cuatro publicaciones que componen esta tesis.

El análisis de la distribución de las cuencas que se estima que se encuentran en un régimen natural reveló que la mayoría de las que presentaban un menor grado de antropización, según los valores de NSE obtenidos en la comparación entre los datos mensuales de las estaciones de aforo y el modelo SIMPA, se localizaban en el norte de España, especialmente en Galicia, Asturias, Cantabria, el País Vasco y los Pirineos occidentales, como se muestra en la figura 33. Las cuencas

con regímenes hidrológicos menos alterados abundaban en zonas influenciadas por climas oceánicos. Por el contrario, las que presentaban regímenes más alterados se encontraban en regiones caracterizadas por climas continentales y mediterráneos. Como era de esperar, la mayoría de las cuencas analizadas en la zona mediterránea presentaban un alto grado de antropización. Leduc et al. (2017) hicieron hincapié repetidamente en la antropización de los recursos hídricos en la zona mediterránea. Este análisis permitió validar la información proporcionada por la ROEA, que evalúa si las cuencas están alteradas en función de la presencia de embalses aguas arriba. El enfoque adoptado en este estudio confirmó que algunas de las cuencas que la ROEA estimaba inalteradas estaban, en realidad, alteradas, ya que el uso agrícola del suelo en estas cuencas ha modificado significativamente su régimen hidrológico. De esta manera, se identificaron 149 cuencas inalteradas, que son de gran utilidad para futuros estudios hidrológicos a gran escala en la Península Ibérica.

Figura 33. Valores de NSE para la comparación entre los valores observados de caudal con los del modelo hidrológico nacional SIMPA



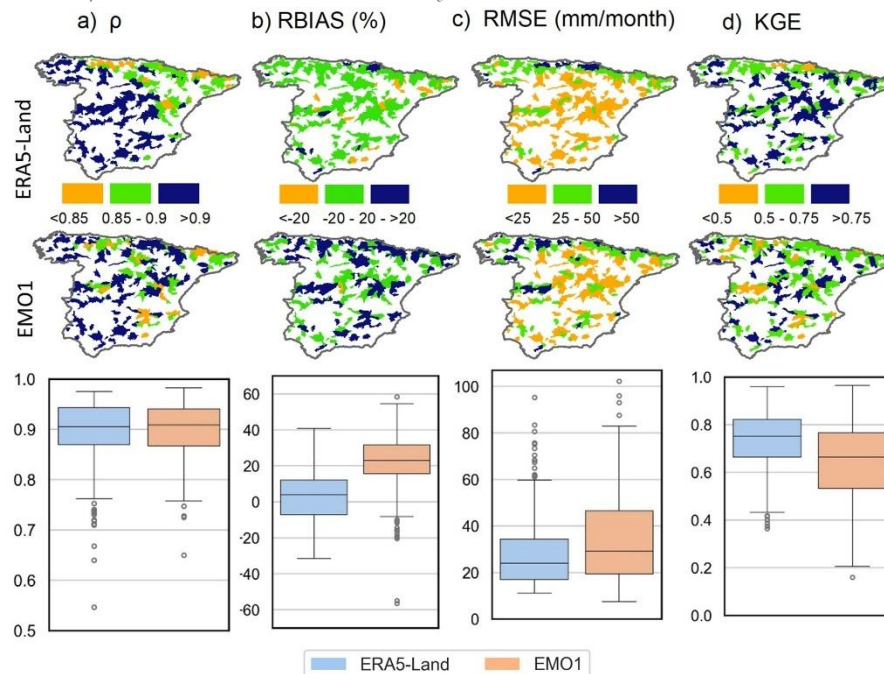
Fuente: Senent-Aparicio et al. (2024).

5.5.5.3. Validación de los productos climáticos mediante modelización hidrológica

El análisis de correlación de Spearman, que se muestra en la figura 34a, ilustra un gradiente espacial desde las regiones centro-occidentales (con los valores más

altos) hacia el este (con los valores más bajos) para el ERA5-Land. Los valores RMSE más altos (Fig. 34c) se observaron para ERA5-Land y EMO1 en la región norte. En Gomis-Cebolla et al. (2023) obtuvieron resultados similares que indicaban que la costa norte era una de las regiones más críticas en la modelización de reanálisis debido a su rendimiento. Sin embargo, se observó un patrón espacial más complejo para el resto de las estadísticas, lo que complicó la regionalización espacial directa. En cuanto al coeficiente de correlación (figura 34a), el rendimiento de ERA5-Land y EMO1 fue similar, lo que indica que ambos estaban igualmente correlacionados con AEMET. Sin embargo, ERA5-Land demostró un mejor rendimiento para el RBIAS y RMSE en comparación con EMO1. Por el contrario, el KGE mostró un mejor rendimiento para EMO1. En cuanto a las temperaturas mensuales (es decir, la máxima, la mínima y la media), la correlación entre todas las fuentes de datos fue muy alta, con un valor medio superior a 0,98 para todas las temperaturas. Además, en cuanto al rendimiento del RMSE, los valores medios fueron inferiores a 1 °C.

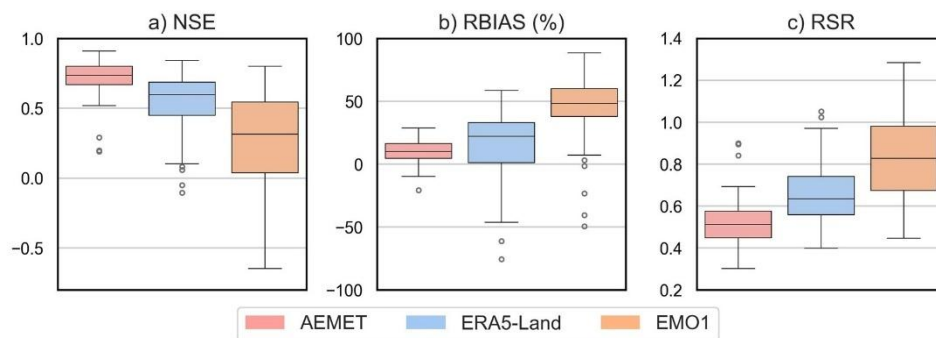
Figura 34. Distribución espacial y diagramas de caja de las estadísticas mensuales del ERA-Land y el EMO1: Correlación de Spearman (a), RBIAS (b), RMSE (c) y KGE (d)



Fuente: Senent-Aparicio et al. (2024).

La validación de estas series meteorológicas se llevó a cabo en un marco hidrológico. Las precipitaciones y la temperatura fueron datos de entrada fundamentales para los modelos hidrológicos, en los que las precipitaciones influyeron significativamente en la precisión del modelo (Sun et al., 2018). En este estudio se evaluó el rendimiento de los tres productos meteorológicos como datos de entrada en un modelo hidrológico para determinar su influencia en la simulación del caudal fluvial. Para ello, se seleccionó un periodo de tiempo común en el que se disponía de datos climatológicos de las tres fuentes de datos: 1990-2020. Este nuevo periodo de tiempo tuvo en cuenta las estaciones que se identificaron como inalteradas. Los datos mensuales de caudal que faltaban (o huecos) eran inferiores al 10%, lo que permitió identificar 87 estaciones en las que se aplicó el modelo hidrológico Témez.

Figura 35. Diagrama de caja con los estadísticos mensuales de la simulación del caudal con el modelo hidrológico utilizando datos meteorológicos de AEMET, ERA5-Land y EMO1: NSE (a), RBIAS (b) y RSR (c)



Fuente: Senent-Aparicio et al. (2024).

El modelo se calibró utilizando datos de AEMET, como fuente de referencia a nivel nacional, y el caudal simulado se obtuvo utilizando los tres productos de precipitación y temperatura. El rendimiento de cada producto (Fig. 35) se evaluó comparándolo con los caudales observados en la salida de cada cuenca. Según Moriasi et al. (2007), AEMET demostró un rendimiento superior a los niveles satisfactorios en casi todas las cuencas. La variabilidad de los resultados obtenidos con ERA5-Land y EMO1 fue mucho mayor que con AEMET, observándose la mayor dispersión con los datos de EMO1. El peor rendimiento se observó con EMO1, como se muestra en la figura 35, donde los valores medianos de NSE/RBIAS/RSR fueron 0,6/22/0,6 para ERA5 y 0,3/48/0,8 para EMO1.

VI – CONCLUSIONS, LIMITATIONS AND FUTURE RESEARCH

VI -CONCLUSIONS, LIMITATIONS AND FUTURE RESEARCH

Since this is an international PhD thesis, the conclusions and limitations of this study and future research are presented in English.

This doctoral thesis has addressed the challenge of estimating environmental flows in Spain, a country where the high degree of anthropization of rivers complicates the sustainable management of water resources. Through four interconnected studies, a progressive methodology has been developed that starts from the need to reconstruct natural flow regimes, evaluates and refines hydrological modeling tools, and culminates in a critical analysis of the regulatory framework governing the implementation of these flows. The common thread running through this research has been the search for robustness and reduction of uncertainty in a process that is fundamental both for the conservation of river ecosystems and for strategic decision-making in national hydrological planning. As a clear example of the latter, the methodologies were applied in the headwaters of the Tagus River basin, a crucial area in Spain due to its high-water pressures and demands and the impact that decisions made in this area have on the rest of the country, mainly in areas such as Alicante, Murcia and Almería.

The first methodological challenge addressed focused on reproducing reliable daily flows through hydrological simulation of the natural regime, which is a critical factor for the correct estimation of environmental flows. The comparison of different methodological hypotheses to achieve environmental objectives was fundamental in the development of this thesis. As this is a hydrological model capable of directly simulating daily flows, one might think that this is the easiest and most correct approach. **Publication 1** of this thesis revealed that this was not the case. It compared three approaches for obtaining daily flows, demonstrating that the calibration of a SWAT+ model on a monthly scale, followed by a Monthly-to-Daily-Disaggregation approach, offers significantly better results than direct calibration on a daily scale. The latter approach tended to systematically underestimate low flows, directly affecting environmental flow indicators. The disaggregation methodology not only improved the accuracy of water volume and low flow representation, but it also established itself as a computationally efficient and robust tool for water management in basins with limited data or where daily

calibration presents difficulties. A potential limitation of this approach is the requirement for daily flow data from both the study area and a nearby gauging station to implement disaggregation techniques associated with daily flow patterns. In ungauged basins, where data limitations are more severe, the need to import information from neighboring basins with similar characteristics and available hydrological data becomes more important.

Despite the improvement achieved with the application of disaggregation techniques, the thesis delved into a key limitation of conventional hydrological models: the simplified representation of interactions between surface water and groundwater. This interaction becomes crucial when the base flow of the basin is dominant in the river's flow contribution, as is the case at the headwaters of the Tagus River, which is the subject of **Publication 2**. In this study, the standard SWAT+ model was compared with the coupled SWAT+*gwflow* model, which integrates a physically based simulation of the aquifer. The results revealed that the coupled model was superior in all statistical indicators, correcting the systematic underestimation of low flows presented by the standalone model. This finding was crucial, as it demonstrated that an accurate representation of the dominant physical processes is an essential requirement for generating reliable natural flow series, thus laying the foundation for a more robust and defensible estimate of environmental flows.

Similarly, in **Publication 2**, not only was model coupling the most important aspect, the sensitivity analysis and model calibration approach were also of great importance. The novel approach of focusing on calibrating the model's low flows was essential for reducing model uncertainty and improving performance in estimating environmental flows. This improvement was particularly noticeable in the SWAT+*gwflow* coupled model scenario, which, when combined with the improved representation of groundwater processes, resulted in an improvement in the overall accuracy of the model. This ability to modify calibration conditions supports PEST++ as a key tool for studying extreme events or specific conditions in any case study. One of the limitations is the requirement for piezometric data to better define, in a realistic way, the initial boundary conditions of the study area. Another potential handicap is the computational demand that these coupled models primarily entail for their calibration and scenario simulations. The extension of the watershed and the number of parameters directly selected had a

significant impact on the latter. Therefore, prior optimization of the study area is essential to expedite the model processes.

After verifying the performance offered by the coupled hydrological model (SWAT+*gwflow*) and having a reliable tool for accurately reproducing daily flows, **Publication 4** applied this technical capability to carry out a critical assessment of the Spanish regulatory framework: the Hydrological Planning Instruction (IPH). This work was focused on a strategic point such as Aranjuez, where the establishment of minimum environmental flows is crucial, quantified the significant sources of uncertainty introduced by the flexibility of the IPH. This study demonstrated that the use of monthly streamflow data than daily data -a practice adopted by the current Tagus Hydrological Management Plan- leads to a systematic overestimation of ecological flows of up to 12%. It was also found that the final values are highly sensitive to both the length of the time series used and intra-annual variation factors, the choice of which often lacks a standardized technical justification. The uncertainty revealed in this study is also largely associated with the models used to generate the flow series, which strongly supports the use of high-resolution, physically based hydrological models -such as SWAT+*gwflow*- as the preferred method for estimating ecological flows in strategic basins with limited data. By avoiding the need for disaggregation procedures, which introduce additional sources of uncertainty, the model provides a more robust, consistent, and scientifically sound basis for decision-making.

The technical uncertainties identified in **Publication 4**, related to current environmental flow calculation methods, must be addressed through complementary studies that evaluate not only the ecological implications, but also the effects on water supply reliability for affected demand units and the associated economic and social consequences -both positive and negative- of implementation. This integrated assessment aligns with the requirements of the IPH, which further stipulates that the final definition of environmental flows should emerge from a negotiation process involving relevant stakeholders. This research shows that technical advances in modeling are a necessary but not sufficient condition; it is essential that they be accompanied by a review of the regulatory framework to establish strict and scientifically based protocols that reduce subjectivity and ensure transparency in the management of environmental flows.

Finally, this investigative journey culminates in justifying the need for modeling approaches developed through a nationwide assessment. By creating the BULL database in **Publication 3**, which compiles hydrometeorological information for 484 Spanish basins, the magnitude of the initial problem was documented: the scarcity of rivers in a natural regime in Spain. The analysis revealed that most basins, especially in areas with a Mediterranean and continental climate, show a high degree of hydrological alteration, mainly due to reservoirs and agricultural withdrawals. Of the basins analyzed, only 149 could be classified as non-altered, underscoring the imperative need to resort to hydrological modeling to reconstruct reliable flow series that can serve as the basis for any water planning or management study. This latest study therefore closes the circle of the thesis, providing large-scale evidence that legitimizes and gives meaning to the search for more accurate and robust hydrological models, which have been the central focus of previous work.

This thesis has been developed with the support of the **FPI grant (PRE2022-101437)** provided by the Ministry of Science, Innovation, and Universities, associated with the national project "*Improvements in hydrological modeling at the basin scale through the integrated use of physical-based models and artificial intelligence techniques (TwinTagus - PID2021-128126OA-I00)*". This grant is a combination of three years as a pre-doctoral fellowship followed by an extra year as a post-doctoral fellowship. During the first three years, satisfactory progress has been made with all the results presented in this doctoral thesis, with a view to continuing to advance the proposed methodological improvement during the following year of the contract. The next planned step is to apply the BULL database together with the integration of artificial intelligence techniques that allow large-sample hydrology studies to be carried out, as is increasingly common in other countries. The aim is to be able to integrate these techniques for the large-sample classification of basins identified as non-altered, which have similar characteristics and behaviors throughout Spain. The purpose of this process is to be able to analyze the transfer of hydrological and environmental parameters between basins and, as seen in previous publications, to more accurately identify donor stations or daily flow patterns for the application of flow disaggregation techniques. This methodology could be useful for identifying, in a justified manner, target stations in a natural

regime that can serve as support for the generation of reliable daily data series for the subsequent estimation of environmental flows at different strategic watersheds.

VII - REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

VII - REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbas, S. A., Bailey, R. T., Almahawis, M. K., White, J. T., Arnold, J. G., & White, M. J. (2024). Calibration guide for watershed modeling with distributed groundwater modeling: application for the SWAT+ model. *Journal Des Sciences Hydrologiques [Hydrological Sciences Journal]*, 69(13), 1777–1796. <https://doi.org/10.1080/02626667.2024.2393414>.
- Abbas, S. A., Bailey, R. T., White, J. T., Arnold, J. G., & White, M. J. (2024). Quantifying the role of calibration strategies on surface - subsurface hydrologic model performance. *Hydrological Processes*, 38(10). <https://doi.org/10.1002/hyp.15298>.
- Abbas, S. A., Bailey, R. T., White, J. T., Arnold, J. G., White, M. J., Čerkasova, N., & Gao, J. (2024). A framework for parameter estimation, sensitivity analysis, and uncertainty analysis for holistic hydrologic modeling using SWAT+. *Hydrology and Earth System Sciences*, 28(1), 21–48. <https://doi.org/10.5194/hess-28-21-2024>.
- Abbaspour, K. C. (2012). SWAT calibration and uncertainty analysis program - A user manual. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology: Dübendorf, Switzerland.
- Abbott, M. B., Bathurst, J. C., Cunge, J. A., O'Connell, P. E., & Rasmussen, J. (1986). An introduction to the European Hydrological System — Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, 87(1–2), 45–59. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(86\)90114-9](https://doi.org/10.1016/0022-1694(86)90114-9).
- Acharya, A., & Ryu, J. H. (2014). Simple method for streamflow disaggregation. *Journal of Hydrologic Engineering*, 19(3), 509–519. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000818](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000818).
- Addor, N., Do, H. X., Alvarez-Garreton, C., Coxon, G., Fowler, K., & Mendoza, P. A. (2020). Large-sample hydrology: recent progress, guidelines for new datasets and grand challenges. *Journal Des Sciences Hydrologiques [Hydrological Sciences Journal]*, 65(5), 712–725. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1683182>.

- Addor, N., Newman, A. J., Mizukami, N., & Clark, M. P. (2017). The CAMELS data set: catchment attributes and meteorology for large-sample studies. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(10), 5293–5313. <https://doi.org/10.5194/hess-21-5293-2017>.
- Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). (2011). Iberian Climate Atlas. Ministerio de Medio Ambiente y Rural y Marino, Spain.
- Alcázar, J., Palau, A., & Vega-García, C. (2008). A neural net model for environmental flow estimation at the Ebro River Basin, Spain. *Journal of Hydrology*, 349(1–2), 44–55. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.024>.
- Aliyari, F., Bailey, R. T., Tasdighi, A., Dozier, A., Arabi, M., & Zeiler, K. (2019). Coupled SWAT-MODFLOW model for large-scale mixed agro-urban river basins. *Environmental Modelling & Software: With Environment Data News*, 115, 200–210. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.02.014>.
- Almagro, A., Oliveira, P. T. S., Meira Neto, A. A., Roy, T., & Troch, P. (2021). CABra: a novel large-sample dataset for Brazilian catchments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25(6), 3105–3135. <https://doi.org/10.5194/hess-25-3105-2021>.
- Alvarez-Garreton, C., Mendoza, P. A., Boisier, J. P., Addor, N., Galleguillos, M., Zambrano-Bigiarini, M., Lara, A., Puelma, C., Cortes, G., Garreaud, R., McPhee, J., & Ayala, A. (2018). The CAMELS-CL dataset: catchment attributes and meteorology for large sample studies – Chile dataset. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(11), 5817–5846. <https://doi.org/10.5194/hess-22-5817-2018>.
- Andréassian, V., Hall, A., Chahinian, N., & Schaake, J. (2006). Introduction and Synthesis: Why should hydrologists work on a large number of basin data sets? (Vol. 307). IAHS-AISH Publ.
- Ao, T., Ishidaira, H., Takeuchi, K., Kiem, A. S., Yoshitani, J., Fukami, K., & Magome, J. (2006). Relating BTOPMC model parameters to physical features of MOPEX basins. *Journal of Hydrology*, 320(1–2), 84–102. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.006>.
- 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., Kannan, N., & Jha, M. K. (2012). SWAT: Model use, calibration, and

- validation. Transactions of the ASABE, 55(4), 1491–1508. <https://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. Journal of the American Water Resources Association, 34(1), 73–89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>.
- Arthington, A. H., Bunn, S. E., Poff, N. L., & Naiman, R. J. (2006). The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America, 16(4), 1311–1318. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016%255B1311:tcopfe%255D2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016%255B1311:tcopfe%255D2.0.co;2).
- Asadi, S., Mousavi, S. J., López-Ballesteros, A., & Senent-Aparicio, J. (2024). Analyzing hydrological alteration and environmental flows in a highly anthropized agricultural river basin system using SWAT+, WEAP and IAHRIS. Journal of Hydrology. Regional Studies, 52(101738), 101738. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2024.101738>.
- Baeza Sanz, D., & García del Jalón, D. (1997). Caracterización del régimen de caudales en ríos de la cuenca del Tajo atendiendo a criterios biológicos. Limnetica, 13(1), 69–78. <https://doi.org/10.23818/limn.13.08>.
- Baeza Sanz, Domingo, & García del Jalón, D. (2005). Characterisation of streamflow regimes in central Spain, based on relevant hydrobiological parameters. Journal of Hydrology, 310(1–4), 266–279. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.01.020>.
- Baeza Sanz, Domingo, Lopez Santiago, C. A., Atienzar Pertusa, I., & Novo Ruiz, P. (2018). Proposal of environmental flow assessment criteria for exceptional hydrologic situations. Journal of Environmental Engineering (New York, N.Y.), 144(7), 04018044. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001368](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001368).
- Baffaut, C., Dabney, S. M., Smolen, M. D., Youssef, M. A., Bonta, J. V., Chu, M. L., Guzman, J.A., Shedekar, V.S., Jha, M.K., & Arnold, J. G. (2015). Hydrologic and water quality modeling: Spatial and temporal considerations. Transactions of the ASABE, 58(6), 1661–1680. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10714>.

- Bai, P., & Liu, X. (2018). Intercomparison and evaluation of three global high-resolution evapotranspiration products across China. *Journal of Hydrology*, 566, 743–755. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.09.065>.
- Bailey, R., Bieger, K., Arnold, J., & Bosch, D. (2020). A new physically-based spatially-distributed groundwater flow module for SWAT+. *Hydrology*, 7(4), 75. <https://doi.org/10.3390/hydrology7040075>.
- Bailey, R. T., Abbas, S., Arnold, J., White, M., Gao, J., & Čerkasova, N. (2023). Augmenting the National agroecosystem model with physically based spatially distributed groundwater modeling. *Environmental Modelling & Software: With Environment Data News*, 160(105589), 105589. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105589>.
- Barmuta, L. (2001). New Zealand stream invertebrates: ecology and implications for management. *Journal of the North American Benthological Society*, 20(3), 502–503. <https://doi.org/10.2307/1468045>.
- Barthel, R., & Banzhaf, S. (2016). Groundwater and surface water interaction at the regional-scale – A review with focus on regional integrated models. *Water Resources Management*, 30(1), 1–32. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1163-z>.
- Bejarano, M. D., Jansson, R., & Nilsson, C. (2018). The effects of hydropeaking on riverine plants: a review: Hydropeaking on riverine plants. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 93(1), 658–673. <https://doi.org/10.1111/brv.12362>.
- Belmar, O., Velasco, J., & Martinez-Capel, F. (2011). Hydrological classification of natural flow regimes to support environmental flow assessments in intensively regulated Mediterranean rivers, Segura River Basin (Spain). *Environmental Management*, 47(5), 992–1004. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9661-0>.
- Berbel, J., Expósito, A., Gutiérrez-Martín, C., & Mateos, L. (2019). Effects of the irrigation modernization in Spain 2002–2015. *Water Resources Management*, 33(5), 1835–1849. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02215-w>.

- Beven, K. (1989). Changing ideas in hydrology — The case of physically-based models. *Journal of Hydrology*, 105(1–2), 157–172. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(89\)90101-7](https://doi.org/10.1016/0022-1694(89)90101-7).
- Bieger, K., Arnold, J. G., Rathjens, H., White, M. J., Bosch, D. D., Allen, P. M., Volk, M., & Srinivasan, R. (2017). Introduction to SWAT+, A completely restructured version of the Soil and Water Assessment Tool. *Journal of the American Water Resources Association*, 53(1), 115–130. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12482>.
- Bilbao-Barrenetxea, N., Jimeno-Sáez, P., Segura-Méndez, F. J., Castellanos-Osorio, G., López-Ballesteros, A., Faria, S. H., & Senent-Aparicio, J. (2024). Declining water resources in the Anduña River Basin of Western Pyrenees: Land abandonment or climate variability? *Journal of Hydrology. Regional Studies*, 53(101771), 101771. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2024.101771>.
- BOE & RD. (1999). Boletín Oficial del Estado (BOE) & Diário da República (DR). Agreement on Cooperation for the Protection and Sustainable Use of the Waters of the Spanish-Portuguese Hydrographic Basins. Albufeira, Portugal. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2000-2882>.
- Brizga, S. O., Arthington, A. H., Choy, S. C., Craigie, N. M., Mackay, S. J., Poplawski, W., Pusey, B. and Werren, G. (2001). Pioneer Valley Water Resource Plan: Environmental Flow Report, Vol 1 & 2, Department of Natural Resources and Mines, Brisbane.
- Camargos, C., Julich, S., Houska, T., Bach, M., & Breuer, L. (2018). Effects of input data content on the uncertainty of simulating water resources. *Water*, 10(5), 621. <https://doi.org/10.3390/w10050621>.
- Campolongo, F., Cariboni, J., & Saltelli, A. (2007). An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environmental Modelling & Software: With Environment Data News*, 22(10), 1509–1518. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.10.004>.
- Carlisle, D. M., Falcone, J., Wolock, D. M., Meador, M. R., & Norris, R. H. (2010). Predicting the natural flow regime: models for assessing hydrological alteration in streams. *River Research and Applications*, 26(2), 118–136. <https://doi.org/10.1002/rra.1247>.

- Castellanos-Osorio, G., Abbas, S. A., Molina-Navarro, E., Bailey, R. T., & Senent-Aparicio, J. (2025). Assessing improvements in environmental flow estimation through the use of a coupled surface-groundwater model. *Groundwater for Sustainable Development*, 29(101426), 101426. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2025.101426>.
- Castellanos-Osorio, G., López-Ballesteros, A., Pérez-Sánchez, J., & Senent-Aparicio, J. (2023). Disaggregated monthly SWAT+ model versus daily SWAT+ model for estimating environmental flows in Peninsular Spain. *Journal of Hydrology*, 623(129837), 129837. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129837>.
- Cazcarro, I., Duarte, R., & Sánchez-Chóliz, J. (2013). Economic growth and the evolution of water consumption in Spain: A structural decomposition analysis. *Ecological Economics: The Journal of the International Society for Ecological Economics*, 96, 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.09.010>.
- CEDEX. (2020). Evaluación de Recursos Hídricos En Régimen Natural En España (1940/41 - 2017/18). https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/agua/temas/evaluacion-de-los-recursos-hidricos/cedex-informeerh2019_tcm30-518171.pdf.
- Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). (2010). Estudio de los impactos del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua. Informe Técnico Centro de Estudios Hidrográficos - CEDEX. Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica del Ministerio de Fomento. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/ImpactoCCSintesis_tcm30-130766.pdf.
- Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). (2017). Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos y sequías en España. Informe Técnico Centro de Estudios Hidrográficos - CEDEX. Centro de Publicaciones, Secretaría de Estado de Medio Ambiente. https://ceh.cedex.es/web/documentos/CAMREC/2017_07_424150001_Evaluación_cambio_climático_recu.pdf

- Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). (2020). Nota técnica sobre la propuesta de actualización parcial de la regla de explotación del Trasvase Tajo-Segura. <https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/agua/temas/concesiones-y-autorizaciones/Trasvase-Tajo-Segura/NT%20Propuesta%20actuacion%20regla%20Explotacion.pdf>.
- Chattopadhyay, S., Szalkiewicz, E., Dytkiewicz, M., Marcinkowski, P., Mirosław-Świątek, D., Ogłęcki, P., & Piniewski, M. (2024). Development of an integrated modelling framework to evaluate impacts of pressures on habitat conditions and riverine biota. *Ecohydrology: Ecosystems, Land and Water Process Interactions, Ecohydrogeomorphology*, 17(4). <https://doi.org/10.1002/eco.2585>.
- Chazarra-Bernabé, A., Flórez García, E., Peraza Sánchez, B., Tohá Rebull, T., Lorenzo Mariño, B., Criado, E., Moreno García, J. V., Romero Fresneda, R., & Botey, M. R. (2018). Mapas Climáticos de España (1981–2010) y ETo (1996–2016). Agencia Estatal de Meteorología, Madrid, Spain. https://www.aemet.es/documentos/es/conocermas/recursos_en_linea/publicaciones_y_estudios/publicaciones/MapasclimaticosdeEspana19812010.
- Chen, Yan, & Oliver, D. S. (2013). Levenberg–Marquardt forms of the iterative ensemble smoother for efficient history matching and uncertainty quantification. *Computational Geosciences*, 17(4), 689–703. <https://doi.org/10.1007/s10596-013-9351-5>.
- Chen, Ying, Chen, X., Xu, C.-Y., Zhang, M., Liu, M., & Gao, L. (2018). Toward improved calibration of SWAT using season-based multi-objective optimization: A case study in the jinjiang basin in southeastern China. *Water resources management*, 32(4), 1193–1207. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1862-8>.
- Coch, A., & Mediero, L. (2016). Trends in low flows in Spain in the period 1949–2009. *Journal Des Sciences Hydrologiques [Hydrological Sciences Journal]*, 61(3), 568–584. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1081202>.
- Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT). (2023). Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo 2023-2027.

<https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/planificacionhidrologica/planificacion-hidrologica/planes-cuenca.html>.

Copernicus Climate Change Service (CCCS). (2025). Global climate highlights 2024. <https://climate.copernicus.eu/global-climate-highlights-2024>.

Coxon, G., Addor, N., Bloomfield, J. P., Freer, J., Fry, M., Hannaford, J., Howden, N. J. K., Lane, R., Lewis, M., Robinson, E. L., Wagener, T., & Woods, R. (2020). CAMELS-GB: hydrometeorological time series and landscape attributes for 671 catchments in Great Britain. *Earth System Science Data*, 12(4), 2459–2483. <https://doi.org/10.5194/essd-12-2459-2020>.

Daniels, J. A., Kerr, J. R., & Kemp, P. S. (2023). River infrastructure and the spread of freshwater invasive species: Inferences from an experimentally - parameterised individual - based model. *The Journal of Applied Ecology*, 60(6), 999–1009. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14387>.

Darre, N. C., & Toor, G. S. (2018). Desalination of water: A review. *Current Pollution Reports*, 4(2), 104–111. <https://doi.org/10.1007/s40726-018-0085-9>.

del Pozo-Gómez. (2009). Mapa Litoestratigráfico, de Permeabilidades e Hidrogeológico de España a Escala 1:200.000. IGME, Madrid, Spain. https://info.igme.es/cartografiadigital/datos/tematicos/pdfs/Mapa_Hidrogeologico_200.pdf.

Devia, G. K., Ganasri, B. P., & Dwarakish, G. S. (2015). A review on hydrological models. *Aquatic Procedia*, 4, 1001–1007. <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.126>.

Douville, H., Raghavan, K., Renwick, J., Allan, R. P., Arias, P. A., Barlow, M., Cerezo-Mota, R., Cherchi, A., Gan, T. Y., Gergis, J., Jiang, D., Khan, A., Pokam Mba, W., Rosenfeld, D., Tierney, J., & Zolina, O. (2023). Water Cycle Changes. En *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis* (pp. 1055–1210). Cambridge University Press.

Duan, Q., Schaake, J., Andréassian, V., Franks, S., Goteti, G., Gupta, H. V., Gusev, Y. M., Habets, F., Hall, A., Hay, L., Hogue, T., Huang, M., Leavesley, G., Liang, X., Nasonova, O. N., Noilhan, J., Oudin, L., Sorooshian, S., Wagener, T., & Wood, E. F. (2006). Model Parameter Estimation Experiment (MOPEX): An overview of science strategy and major results

- from the second and third workshops. *Journal of Hydrology*, 320(1–2), 3–17. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.031>.
- Durán, L. (2016). A comprehensive assessment of precipitation at Sierra de Guadarrama through observation and modeling. Universidad Complutense de Madrid.
- Efstratiadis, A., Tegos, A., Varveris, A., & Koutsoyiannis, D. (2014). Assessment of environmental flows under limited data availability: case study of the Acheloos River, Greece. *Journal Des Sciences Hydrologiques [Hydrological Sciences Journal]*, 59(3–4), 731–750. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.804625>.
- Ehret, U., Gupta, H. V., Sivapalan, M., Weijs, S. V., Schymanski, S. J., Blöschl, G., Gelfan, A. N., Harman, C., Kleidon, A., Bogaard, T. A., Wang, D., Wagener, T., Scherer, U., Zehe, E., Bierkens, M. F. P., Di Baldassarre, G., Parajka, J., van Beek, L. P. H., van Griensven, A., Winsemius, H. C. (2014). Advancing catchment hydrology to deal with predictions under change. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(2), 649–671. <https://doi.org/10.5194/hess-18-649-2014>.
- Eliasson, J. (2015). The rising pressure of global water shortages. *Nature*, 517(7532), 6. <https://doi.org/10.1038/517006a>.
- Estrela, T., & Quintas, L. (1996). El sistema integrado de modelización Precipitación-Aportación SIMPA. *Revista Digital del Cedex*, (104), 43–43.
- European Environment Agency (EEA). (2024). Waterbase-Water Quantity. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/waterbase-water-quantity-13>.
- European Parliament Council (EPC). (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L327, 1–72. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj/eng>.
- Evensen, G. (1994). Sequential data assimilation with a nonlinear quasi - geostrophic model using Monte Carlo methods to forecast error statistics. *Journal of Geophysical Research*, 99(C5), 10143 - 10162. <https://doi.org/10.1029/94jc00572>.

- Falkenmark, M. (1995). Coping with water scarcity under rapid population growth. In Conference of SADC ministers, Pretoria (Vol. 23, p. 24).
- Falkenmark, M., & Rockström, J. (2006). The new blue and green water paradigm: Breaking new ground for water resources planning and management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 132(3), 129–132. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9496\(2006\)132:3\(129\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9496(2006)132:3(129)).
- FAO. (s/f). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Fao.org. Recuperado el 31 de agosto de 2025, de https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/Employment/docs/Recruitment_brochure_final_Spanish2.pdf.
- Fatichi, S., Vivoni, E. R., Ogden, F. L., Ivanov, V. Y., Mirus, B., Gochis, D., Downer, C. W., Camporese, M., Davison, J. H., Ebel, B., Jones, N., Kim, J., Mascaro, G., Niswonger, R., Restrepo, P., Rigon, R., Shen, C., Sulis, M., & Tarboton, D. (2016). An overview of current applications, challenges, and future trends in distributed process-based models in hydrology. *Journal of Hydrology*, 537, 45–60. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.03.026>.
- Femeena, P. V., Karki, R., Cibir, R., & Sudheer, K. P. (2022). Reconceptualizing HRU threshold definition in the soil and water assessment tool. *Journal of the American Water Resources Association*, 58(4), 508–516. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.13000>.
- Feyereisen, G. W., Strickland, T. C., Bosch, D. D., & Sullivan, D. G. (2007). Evaluation of SWAT manual calibration and input parameter sensitivity in the Little River watershed. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 843–855. <https://doi.org/10.13031/2013.23149>.
- Gallart, F., Delgado, J., Beatson, S. J. V., Posner, H., Llorens, P., & Marcé, R. (2011). Analysing the effect of global change on the historical trends of water resources in the headwaters of the Llobregat and Ter river basins (Catalonia, Spain). *Physics and Chemistry of the Earth* (2002), 36(13), 655–661. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2011.04.009>.
- García de Pedraza, L., & García Vega, C. (1996). Climatología referida a los ríos de la vertiente atlántica en la península Ibérica. *Calendario meteorológico*, p. 237-255. Instituto Nacional de Meteorología.

- Garrote, L., Iglesias, A., Moneo, M., Garrido, A., Gómez, A., Lapeña, A., Benbeniste, S., Cubillo, F., Ibáñez, J.C. (2007). Application of the drought management guidelines in Spain. *OPTIONS Méditerranéennes*.
- Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H., & Arnold, J. G. (2007). The soil and water assessment tool: Historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the ASABE*, 50(4), 1211–1250. <https://doi.org/10.13031/2013.23637>.
- Gleick, P. H. (2000). A look at twenty-first century water resources development. *Water International*, 25(1), 127–138. <https://doi.org/10.1080/02508060008686804>.
- Gomis-Cebolla, J., Rattayova, V., Salazar-Galán, S., & Francés, F. (2023). Evaluation of ERA5 and ERA5-Land reanalysis precipitation datasets over Spain (1951–2020). *Atmospheric Research*, 284(106606), 106606. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2023.106606>.
- Gupta, A., Carroll, R. W. H., & McKenna, S. A. (2023). Changes in streamflow statistical structure across the United States due to recent climate change. *Journal of Hydrology*, 620(129474), 129474. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129474>.
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., & Martinez, G. F. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377(1–2), 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>.
- Gutiérrez, F., Gutiérrez, M., & Martín-Serrano, Á. (2014). The geology and geomorphology of Spain: A concise introduction. En *World Geomorphological Landscapes* (pp. 1–23). Springer Netherlands.
- Hargreaves, G. L., Hargreaves, G. H., & Riley, J. P. (1985). Irrigation water requirements for Senegal river basin. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 111(3), 265–275. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9437\(1985\)111:3\(265\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9437(1985)111:3(265)).
- Harman, C., & Troch, P. A. (2014). What makes Darwinian hydrology “Darwinian”? Asking a different kind of question about landscapes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(2), 417–433. <https://doi.org/10.5194/hess-18-417-2014>.

- Heber Green, W., & Ampt, G. A. (1911). Studies on soil physics. *The Journal of Agricultural Science*, 4(1), 1–24. <https://doi.org/10.1017/s0021859600001441>.
- Heberger, M. (2023). *delineator.py: Fast, accurate watershed delineation using hybrid vector- and raster-based methods and data from MERIT-Hydro*. Zenodo.
- Herrera, P. A., Marazuela, M. A., & Hofmann, T. (2022). Parameter estimation and uncertainty analysis in hydrological modeling. *WIREs. Water*, 9(1). <https://doi.org/10.1002/wat2.1569>.
- Heuvelmans, G., Muys, B., & Feyen, J. (2004). Evaluation of hydrological model parameter transferability for simulating the impact of land use on catchment hydrology. *Physics and Chemistry of the Earth* (2002), 29(11–12), 739–747. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2004.05.002>.
- Hoekstra, A. Y., Mekonnen, M. M., Chapagain, A. K., Mathews, R. E., & Richter, B. D. (2012). Global monthly water scarcity: blue water footprints versus blue water availability. *PloS One*, 7(2), e32688. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032688>.
- Hoff, H. (2009). Global water resources and their management. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1(2), 141–147. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.10.001>.
- Hrachowitz, M., Savenije, H. H. G., Blöschl, G., McDonnell, J. J., Sivapalan, M., Pomeroy, J. W., Arheimer, B., Blume, T., Clark, M. P., Ehret, U., Fenicia, F., Freer, J. E., Gelfan, A., Gupta, H. V., Hughes, D. A., Hut, R. W., Montanari, A., Pande, S., Tetzlaff, D., ... Cudennec, C. (2013). A decade of Predictions in Ungauged Basins (PUB)—a review. *Journal Des Sciences Hydrologiques [Hydrological Sciences Journal]*, 58(6), 1198–1255. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.803183>.
- Huang, S., Kumar, R., Flörke, M., Yang, T., Hundecha, Y., Kraft, P., Gao, C., Gelfan, A., Liersch, S., Lobanova, A., Strauch, M., van Ogtrop, F., Reinhardt, J., Haberlandt, U., & Krysanova, V. (2017). Evaluation of an ensemble of regional hydrological models in 12 large-scale river basins worldwide. *Climatic Change*, 141(3), 381–397. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1841-8>.

- Hughes, D. A., & Slaughter, A. (2015). Daily disaggregation of simulated monthly flows using different rainfall datasets in southern Africa. *Journal of Hydrology. Regional Studies*, 4, 153–171. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.011>.
- Hydrologic Engineering Center U.S. Army Corps of Engineers, Davis, California, USA. (2009). HEC-DSSVue HEC Data Storage System Visual Utility Engine, User's Manual, Version 2, CPD-79, p. 490.
- IGME. (2003). Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Mapa Geológico de España. 1:50.000. Madrid. Servicio de Publicaciones. <https://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/Magna50.aspx>.
- Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH). (2008). Instrucción de Planificación Hidrológica (Orden ARM/2656/2008). Boletín Oficial del Estado número 229 del 22 de septiembre de 2008: 38472-38582. <https://www.boe.es/eli/es/o/2008/09/10/arm2656>.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2023). Climate change 2023: Synthesis report. Summary for policymakers. Cambridge University Press. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>.
- Janjić, J., & Tadić, L. (2023). Fields of application of SWAT hydrological model—A review. *Earth* (Basel, Switzerland), 4(2), 331–344. <https://doi.org/10.3390/earth4020018>.
- Jimeno-Sáez, P., Pulido-Velazquez, D., Collados-Lara, A.-J., Pardo-Igúzquiza, E., Senent-Aparicio, J., & Baena-Ruiz, L. (2020). A preliminary assessment of the “undercatching” and the precipitation pattern in an alpine basin. *Water*, 12(4), 1061. <https://doi.org/10.3390/w12041061>.
- Jimeno-Sáez, P., Senent-Aparicio, J., Pérez-Sánchez, J., & Pulido-Velazquez, D. (2018). A comparison of SWAT and ANN models for daily runoff simulation in different climatic zones of Peninsular Spain. *Water*, 10(2), 192. <https://doi.org/10.3390/w10020192>.
- Jódar, J., Cabrera, J. A., Martos-Rosillo, S., Ruiz-Constán, A., González-Ramón, A., Lambán, L. J., Herrera, C., & Custodio, E. (2017). Groundwater discharge in high-mountain watersheds: A valuable resource for downstream semi-arid zones. The case of the Bérchules River in Sierra Nevada (Southern

- Spain). *The Science of the Total Environment*, 593–594, 760–772. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.190>.
- Johansen, O. M., Pedersen, M. L., & Jensen, J. B. (2011). Effect of groundwater abstraction on fen ecosystems. *Journal of Hydrology*, 402(3–4), 357–366. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.031>.
- John, A., Fowler, K., Nathan, R., Horne, A., & Stewardson, M. (2021). Disaggregated monthly hydrological models can outperform daily models in providing daily flow statistics and extrapolate well to a drying climate. *Journal of Hydrology*, 598(126471), 126471. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126471>.
- Kennen, J. G., Henriksen, J. A., Heasley, J., Cade, B. S., & Terrell, J. W. (2009). Application of the hydroecological integrity assessment process for Missouri streams. En Open-File Report. US Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/ofr20091138>.
- Khatami, S., Peel, M. C., Peterson, T. J., & Western, A. W. (2019). Equifinality and flux mapping: A new approach to model evaluation and process representation under uncertainty. *Water Resources Research*, 55(11), 8922–8941. <https://doi.org/10.1029/2018wr023750>.
- Kim, T. J. (2015). Generation of daily naturalized flow at ungaged control points. *Journal of Water Supply Research and Technology – AQUA*, 64(3), 354–364. <https://doi.org/10.2166/aqua.2015.096>.
- Kim, T. J. (2018). Evaluation of key issues for converting monthly WRAP model to daily WRAP model. *Korean Society of Hazard Mitigation*, 18(3), 271–277. <https://doi.org/10.9798/kosham.2018.18.3.271>.
- King, D. M., & Perera, B. J. C. (2013). Morris method of sensitivity analysis applied to assess the importance of input variables on urban water supply yield – A case study. *Journal of Hydrology*, 477, 17–32. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.10.017>.
- Kirchner, J. W. (2006). Getting the right answers for the right reasons: Linking measurements, analyses, and models to advance the science of hydrology: GETTING THE RIGHT ANSWERS FOR THE RIGHT REASONS. *Water Resources Research*, 42(3). <https://doi.org/10.1029/2005wr004362>.

- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>.
- Kouchi, D. H., Esmaili, K., Faridhosseini, A., Sanaeinejad, S. H., Khalili, D., & Abbaspour, K. C. (2017). Sensitivity of calibrated parameters and water resource estimates on different objective functions and optimization algorithms. *Water*, 9(6), 384. <https://doi.org/10.3390/w9060384>.
- Koutsoyiannis, D. (2014). Reconciling hydrology with engineering. *Hydrology Research*, 45(1), 2–22. <https://doi.org/10.2166/nh.2013.092>.
- Kratzert, F., Nearing, G., Addor, N., Erickson, T., Gauch, M., Gilon, O., Gudmundsson, L., Hassidim, A., Klotz, D., Nevo, S., Shalev, G., & Matias, Y. (2023). Caravan - A global community dataset for large-sample hydrology. *Scientific Data*, 10(1), 61. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-01975-w>.
- Krishnamurthy, P. K., Lewis, K., & Choularton, R. J. (2014). A methodological framework for rapidly assessing the impacts of climate risk on national-level food security through a vulnerability index. *Global Environmental Change: Human and Policy Dimensions*, 25, 121–132. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.11.004>.
- Książek, L., Woś, A., Florek, J., Wyrębek, M., Młyński, D., & Wałęga, A. (2019). Combined use of the hydraulic and hydrological methods to calculate the environmental flow: Wisłoka river, Poland: case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(4), 254. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7402-7>.
- Kumar, D. N., Lall, U., & Petersen, M. R. (2000). Multisite disaggregation of monthly to daily streamflow. *Water Resources Research*, 36(7), 1823–1833. <https://doi.org/10.1029/2000wr900049>.
- Kumar, N., Dubey, A. K., Goswami, U. P., & Singh, S. K. (2022). Modelling of hydrological and environmental flow dynamics over a central Himalayan river basin through satellite altimetry and recent climate projections. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 42(16), 8446–8471. <https://doi.org/10.1002/joc.7734>.

- Leduc, C., Pulido-Bosch, A., & Remini, B. (2017). Anthropization of groundwater resources in the Mediterranean region: processes and challenges. *Hydrogeology Journal*, 25(6), 1529–1547. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1572-6>.
- Leone, M., Gentile, F., Lo Porto, A., Ricci, G. F., Schürz, C., Strauch, M., Volk, M., & De Girolamo, A. M. (2024). Setting an environmental flow regime under climate change in a data-limited Mediterranean basin with temporary river. *Journal of Hydrology. Regional Studies*, 52(101698), 101698. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2024.101698>.
- Liang, X. (1994). A two-layer variable infiltration capacity land surface representation for general circulation models. University of Washington. <https://ntrs.nasa.gov/citations/19980073396>.
- Liu, J., & Yang, H. (2010). Global agricultural green and blue water consumptive uses and virtual water trade. En *Re-thinking Water and Food Security* (pp. 23–32). CRC Press.
- Liu, W., Park, S., Bailey, R. T., Molina-Navarro, E., Andersen, H. E., Thodsen, H., Nielsen, A., Jeppesen, E., Jensen, J. S., Jensen, J. B., & Trolle, D. (2020). Quantifying the streamflow response to groundwater abstractions for irrigation or drinking water at catchment scale using SWAT and SWAT–MODFLOW. *Environmental Sciences Europe*, 32(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00395-6>.
- Lobanova, A., Koch, H., Liersch, S., Hattermann, F. F., & Krysanova, V. (2016). Impacts of changing climate on the hydrology and hydropower production of the Tagus River basin: Hydrology and Hydropower of the Tagus River Basin under Climate Change. *Hydrological Processes*, 30(26), 5039–5052. <https://doi.org/10.1002/hyp.10966>.
- Loodin, N. (2020). Aral Sea: an environmental disaster in twentieth century in Central Asia. *Modeling Earth Systems and Environment*, 6(4), 2495–2503. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00837-3>.
- López-Ballesteros, A., Nielsen, A., Castellanos-Osorio, G., Trolle, D., & Senent-Aparicio, J. (2023). DSOLMap, a novel high-resolution global digital soil property map for the SWAT + model: Development and hydrological

- evaluation. Catena, 231(107339), 107339. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107339>.
- López-Ballesteros, A., Srinivasan, R., & Senent-Aparicio, J. (2024). Introducing MapSWAT: An open source QGIS plugin integrated with google earth engine for efficiently generating ready-to-use SWAT+ input maps. *Environmental Modelling & Software: With Environment Data News*, 179(106108), 106108. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2024.106108>.
- López-Ballesteros, A., Trolle, D., Srinivasan, R., & Senent-Aparicio, J. (2023). Assessing the effectiveness of potential best management practices for science-informed decision support at the watershed scale: The case of the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *The Science of the Total Environment*, 859(Pt 1), 160144. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160144>.
- Lorenzo-Lacruz, J., Vicente-Serrano, S. M., López-Moreno, J. I., Beguería, S., García-Ruiz, J. M., & Cuadrat, J. M. (2010). The impact of droughts and water management on various hydrological systems in the headwaters of the Tagus River (central Spain). *Journal of Hydrology*, 386(1–4), 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.001>.
- Lorenzo-Lacruz, J., Vicente-Serrano, S. M., López-Moreno, J. I., Morán-Tejeda, E., & Zabalza, J. (2012). Recent trends in Iberian streamflows (1945–2005). *Journal of Hydrology*, 414–415, 463–475. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.023>.
- Loucks, D. P., & van Beek, E. (2017). Water resource systems modeling: Its role in planning and management. En *Water Resource Systems Planning and Management* (pp. 51–72). Springer International Publishing.
- Martínez Santa-Maria, C., & Fernández Yuste, J. A. (2006). Natural flow regime: a necessary diversity, a predictable diversity. *Forest systems*, 15(S1), S153–S165. <https://doi.org/10.5424/srf/200615s1-00989>.
- Martínez Santa-María, C., Fernández Yuste, J.A., Sanchez, J., Magdaleno Mas, F., García, E. (2008). Iahris: New Software to Assess Hydrologic Alteration. Presented at the 4th ECRR International Conference on River Restoration 2008, E.U.I.T. Forestal (UPM), Italia.
- Martín-Loeches, M., Pavón-García, J., Molina-Navarro, E., Martínez-Santos, P., Almeida, C., Reyes-López, J., Cienfuegos-Hevia, I., & Sastre-Merlín, A.

- (2020). Hydrogeochemistry of granitic mountain zones and the influence of adjacent sedimentary basins at their tectonic borders: the case of the Spanish Central System batholith. *Hydrogeology Journal*. <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02202-1>.
- Mateo-Sagasta, J., Zadeh, S. M., & Turrall, H. (2018). More people, more food, worse water? A global review of water pollution from agriculture. More people, more food, worse water? A global review of water pollution from agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) & International Water Management Institute (IWMI).
- McCluney, K. E., Poff, N. L., Palmer, M. A., Thorp, J. H., Poole, G. C., Williams, B. S., Williams, M. R., & Baron, J. S. (2014). Riverine macrosystems ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(1), 48–58. <https://doi.org/10.1890/120367>.
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2016). Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, 2(2), e1500323. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323>.
- Mezger, G., De Stefano, L., & González Del Tánago, M. (2019). Assessing the establishment and implementation of environmental flows in Spain. *Environmental Management*, 64(6), 721–735. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01222-2>.
- Mezger, G., De Stefano, L., & González del Tánago, M. (2022). Analysis of the evolution of climatic and hydrological variables in the Tagus River basin, Spain. *Water*, 14(5), 818. <https://doi.org/10.3390/w14050818>.
- Mezger, G., González del Tánago, M., & De Stefano, L. (2021). Environmental flows and the mitigation of hydrological alteration downstream from dams: The Spanish case. *Journal of Hydrology*, 598(125732), 125732. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125732>.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and Water*.
- Ministerio de Medio Ambiente (MMA). (1998). *Libro Blanco del Agua en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.

<https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/libro-blanco-del-agua.html>.

- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2021). Plan Hidrológico del Cantábrico Occidental 2022 - 2027. <https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/PH%20COC-%20Digital.pdf>.
- Moges, E., Demissie, Y., Larsen, L., & Yassin, F. (2020). Review: Sources of hydrological model uncertainties and advances in their analysis. *Water*, 13(1), 28. <https://doi.org/10.3390/w13010028>.
- Molina-Navarro, E., Bailey, R. T., Andersen, H. E., Thodsen, H., Nielsen, A., Park, S., Jensen, J. S., Jensen, J. B., & Trolle, D. (2019). Comparison of abstraction scenarios simulated by SWAT and SWAT-MODFLOW. *Journal Des Sciences Hydrologiques [Hydrological Sciences Journal]*, 64(4), 434–454. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1590583>.
- Molina-Navarro, E., Martínez-Pérez, S., Sastre-Merlín, A., & Bienes-Allas, R. (2014). Hydrologic modeling in a small mediterranean basin as a tool to assess the feasibility of a limno-reservoir. *Journal of Environmental Quality*, 43(1), 121–131. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0360>.
- Molina-Navarro, E., Sánchez-Gómez, A., & Martínez-Pérez, S. (2025). Innovating on hydrological modelling calibration towards a realistic simulation of climate change impacts on water resources. *Earth Systems and Environment*, 9(2), 901–918. <https://doi.org/10.1007/s41748-024-00462-5>.
- Molina-Navarro, E., Trolle, D., Martínez-Pérez, S., Sastre-Merlín, A., & Jeppesen, E. (2014). Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. *Journal of Hydrology*, 509, 354–366. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.11.053>.
- Monteith, J. L. (1965). Evaporation and environment. *Symposia of the Society for Experimental Biology*, 19, 205–234.
- 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. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885–900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>.

- Morris, M. D. (1991). Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics: a journal of statistics for the physical, chemical, and engineering sciences*, 33(2), 161. <https://doi.org/10.2307/1269043>.
- Mulligan, M., van Soesbergen, A., & Sáenz, L. (2020). GOODD, a global dataset of more than 38,000 georeferenced dams. *Scientific Data*, 7(1), 31. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0362-5>.
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).
- Neitsch, S., Arnold, J., Kiniry, & Williams, J. (2005). Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation. <https://swat.tamu.edu/media/1292/SWAT2005theory.pdf>.
- Newman, A. J., Clark, M. P., Sampson, K., Wood, A., Hay, L. E., Bock, A., Viger, R. J., Blodgett, D., Brekke, L., Arnold, J. R., Hopson, T., & Duan, Q. (2015). Development of a large-sample watershed-scale hydrometeorological data set for the contiguous USA: data set characteristics and assessment of regional variability in hydrologic model performance. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(1), 209–223. <https://doi.org/10.5194/hess-19-209-2015>.
- Norris, R. H., & Thoms, M. C. (1999). What is river health?: What is river health? *Freshwater Biology*, 41(2), 197–209. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00425.x>.
- Ntona, M. M., Busico, G., Mastrocicco, M., & Kazakis, N. (2022). Modeling groundwater and surface water interaction: An overview of current status and future challenges. *The Science of the Total Environment*, 846(157355), 157355. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157355>.
- Oki, T., & Kanae, S. (2006). Global hydrological cycles and world water resources. *Science* (New York, N.Y.), 313(5790), 1068–1072. <https://doi.org/10.1126/science.1128845>.
- Osuch, M., Romanowicz, R., & Wong, W. K. (2018). Analysis of low flow indices under varying climatic conditions in Poland. *Hydrology Research*, 49(2), 373–389. <https://doi.org/10.2166/nh.2017.021>.

- Oudin, L., Andréassian, V., Lerat, J., & Michel, C. (2008). Has land cover a significant impact on mean annual streamflow? An international assessment using 1508 catchments. *Journal of Hydrology*, 357(3–4), 303–316. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.05.021>.
- Our World in Data (OWD). (2024). <https://ourworldindata.org/>
- Palau, A., & Alcázar, J. (2012). The basic flow method for incorporating flow variability in environmental flows. *River Research and Applications*, 28(1), 93–102. <https://doi.org/10.1002/rra.1439>.
- Paniconi, C., & Putti, M. (2015). Physically based modeling in catchment hydrology at 50: Survey and outlook: Survey of physically based modeling in catchment hydrology. *Water Resources Research*, 51(9), 7090–7129. <https://doi.org/10.1002/2015wr017780>.
- Parra, V., Arumí, J. L., & Muñoz, E. (2019). Identifying a suitable model for low-flow simulation in watersheds of south-central Chile: A study based on a sensitivity analysis. *Water*, 11(7), 1506. <https://doi.org/10.3390/w11071506>.
- Perera, B. J. C., James, B., & Kularathna, M. D. U. (2005). Computer software tool REALM for sustainable water allocation and management. *Journal of Environmental Management*, 77(4), 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.06.014>.
- Pérez-Martín, M. A., Estrela, T., Andreu, J., & Ferrer, J. (2014). Modeling water resources and river-aquifer interaction in the Júcar river basin, Spain. *Water Resources Management*, 28(12), 4337–4358. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0755-3>.
- Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., & Jimeno-Sáez, P. (2022). The application of spreadsheets for teaching hydrological modeling and climate change impacts on streamflow. *Computer Applications in Engineering Education*, 30(5), 1510–1525. <https://doi.org/10.1002/cae.22541>.
- Pfannerstill, M., Guse, B., & Fohrer, N. (2014). Smart low flow signature metrics for an improved overall performance evaluation of hydrological models. *Journal of Hydrology*, 510, 447–458. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.044>.

- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., & Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime. *Bioscience*, 47(11), 769–784. <https://doi.org/10.2307/1313099>.
- Poff, N. L., & Zimmerman, J. K. H. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows: Review of altered flow regimes. *Freshwater Biology*, 55(1), 194–205. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x>.
- Portela, M. M., & Silva, A. T. (2016). Disaggregation modelling of annual flows into daily streamflows using a new approach of the method of fragments. *Water Resources Management*, 30(15), 5589–5607. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1402-y>.
- Postel, S. L., Daily, G. C., & Ehrlich, P. R. (1996). Human appropriation of renewable fresh water. *Science (New York, N.Y.)*, 271(5250), 785–788. <https://doi.org/10.1126/science.271.5250.785>.
- Praskievicz, S., & Chang, H. (2009). A review of hydrological modelling of basin-scale climate change and urban development impacts. *Progress in Physical Geography*, 33(5), 650–671. <https://doi.org/10.1177/0309133309348098>.
- Priestley, C. H. B., & Taylor, R. J. (1972). On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100(2), 81–92. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1972\)100%253C0081:otaosh%253E2.3.co;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1972)100%253C0081:otaosh%253E2.3.co;2).
- Qiu, L.-J., Zheng, F.-L., & Yin, R.-S. (2012). SWAT-based runoff and sediment simulation in a small watershed, the loessial hilly-gullied region of China: capabilities and challenges. *International Journal of Sediment Research*, 27(2), 226–234. [https://doi.org/10.1016/s1001-6279\(12\)60030-4](https://doi.org/10.1016/s1001-6279(12)60030-4).
- Raposo, J. R., Dafonte, J., & Molinero, J. (2013). Assessing the impact of future climate change on groundwater recharge in Galicia-Costa, Spain. *Hydrogeology Journal*, 21(2), 459–479. <https://doi.org/10.1007/s10040-012-0922-7>.
- Ren, H., Hou, Z., Huang, M., Bao, J., Sun, Y., Tesfa, T., & Ruby Leung, L. (2016). Classification of hydrological parameter sensitivity and evaluation of parameter transferability across 431 US MOPEX basins. *Journal of Hydrology*, 536, 92–108. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.02.042>.

- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., Drüke, M., Fetzer, I., Bala, G., von Bloh, W., Feulner, G., Fiedler, S., Gerten, D., Gleeson, T., Hofmann, M., Huiskamp, W., Kummu, M., Mohan, C., Nogués-Bravo, D., Rockström, J. (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*, 9(37), eadh2458. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>.
- Richter, B., Baumgartner, J., Wigington, R., & Braun, D. (1997). How much water does a river need? *Freshwater Biology*, 37(1), 231–249. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00153.x>.
- Rivadeneira Vera, J. F., Zambrano Mera, Y. E., & Pérez-Martín, M. Á. (2020). Adapting water resources systems to climate change in tropical areas: Ecuadorian coast. *The Science of the Total Environment*, 703(135554). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135554>.
- Robert Maier, H., Rosa Taghikhah, F., Nabavi, E., Razavi, S., Gupta, H., Wu, W., Radford, D. A. G., & Huang, J. (2024). How much X is in XAI: Responsible use of “Explainable” artificial intelligence in hydrology and water resources. *Journal of Hydrology: X*, 25(100185), 100185. <https://doi.org/10.1016/j.hydroa.2024.100185>.
- Rockström, J., Falkenmark, M., Karlberg, L., Hoff, H., Rost, S., & Gerten, D. (2009). Future water availability for global food production: The potential of green water for increasing resilience to global change: Water availability for food production. *Water Resources Research*, 45(7). <https://doi.org/10.1029/2007wr006767>.
- Rodríguez-Castellanos, J. M., Sánchez-Gómez, A., Bieger, K., Martínez-Pérez, S., Senent-Aparicio, J., & Molina-Navarro, E. (2025). Calibrating streamflow and hydrological processes in geological regions using a combined soft and hard calibration approach. *Journal of the American Water Resources Association*, 61(2). <https://doi.org/10.1111/1752-1688.70008>.
- Rodríguez-Redondo, A. J. (2019). Improvements in the development of the intercalibration process in the water framework directive through the management of international basins. *Actualidad Jurídica Ambiental*, 90.

- Roser, M., & Ritchie, H. (2023). How has world population growth changed over time? Our World in Data. <https://ourworldindata.org/population-growth-over-time>.
- Samaniego, L., Kumar, R., & Attinger, S. (2010). Multiscale parameter regionalization of a grid - based hydrologic model at the mesoscale: Multiscale parameter regionalization. *Water Resources Research*, 46(5). <https://doi.org/10.1029/2008wr007327>.
- Samper, J., Pisani, B., & Marques, J. E. (2011). Estudio del flujo hipodérmico en zonas de montaña. *Estudios en la Zona No Saturada del Suelo*. vol. X-ZNS'11. 19–21 Oct. 2011. Universidad de Salamanca, Spain. p. 365–370.
- Sánchez-Gómez, A., Schürz, C., Bieger, K., Martínez-Pérez, S., & Molina-Navarro, E. (2025). Using sensitivity analysis and soft calibration of geological regions to improve the representation of hydrological processes in a SWAT+ model. *Journal Des Sciences Hydrologiques [Hydrological Sciences Journal]*, 70(4), 628–645. <https://doi.org/10.1080/02626667.2024.2446268>.
- Sánchez-Gómez, A., Schürz, C., Molina-Navarro, E., & Bieger, K. (2024). Groundwater modelling in SWAT+: Considerations for a realistic baseflow simulation. *Groundwater for Sustainable Development*, 26(101275), 101275. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101275>.
- San-Martín, E., Larraz, B., & Gallego, M. S. (2020). When the river does not naturally flow: a case study of unsustainable management in the Tagus River (Spain). *Water International*, 45(3), 189–221. <https://doi.org/10.1080/02508060.2020.1753395>.
- Savenije, H. H. G. (2000). Water scarcity indicators; the deception of the numbers. *Physics and Chemistry of the Earth: B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 25(3), 199–204. [https://doi.org/10.1016/s1464-1909\(00\)00004-6](https://doi.org/10.1016/s1464-1909(00)00004-6).
- Sawicz, K., Wagener, T., Sivapalan, M., Troch, P. A., & Carrillo, G. (2011). Catchment classification: empirical analysis of hydrologic similarity based on catchment function in the eastern USA. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(9), 2895–2911. <https://doi.org/10.5194/hess-15-2895-2011>.

- Schaake, J., Duan, Q., Andréassian, V., Franks, S., Hall, A., & Leavesley, G. (2006). The model parameter estimation experiment (MOPEX). *Journal of Hydrology*, 320(1–2), 1–2. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.054>.
- Seibert, J. (1999). Regionalisation of parameters for a conceptual rainfall-runoff model. *Agricultural and Forest Meteorology*, 98–99, 279–293. [https://doi.org/10.1016/s0168-1923\(99\)00105-7](https://doi.org/10.1016/s0168-1923(99)00105-7).
- Seifert-Dähnn, I., Barkved, L. J., & Interwies, E. (2015). Implementation of the ecosystem service concept in water management – Challenges and ways forward. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 5, 3–8. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2015.01.007>.
- Senent-Aparicio, J., George, C., & Srinivasan, R. (2021). Introducing a new post-processing tool for the SWAT+ model to evaluate environmental flows. *Environmental Modelling & Software: With Environment Data News*, 136(104944), 104944. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104944>.
- Senent-Aparicio, J., Jimeno-Sáez, P., Bueno-Crespo, A., Pérez-Sánchez, J., & Pulido-Velázquez, D. (2019). Coupling machine-learning techniques with SWAT model for instantaneous peak flow prediction. *Biosystems Engineering*, 177, 67–77. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.04.022>.
- Senent-Aparicio, J., Jimeno-Sáez, P., López-Ballesteros, A., Giménez, J. G., Pérez-Sánchez, J., Cecilia, J. M., & Srinivasan, R. (2021). Impacts of swat weather generator statistics from high-resolution datasets on monthly streamflow simulation over Peninsular Spain. *Journal of Hydrology. Regional Studies*, 35(100826), 100826. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100826>.
- Senent-Aparicio, J., López-Ballesteros, A., Cabezas, F., Pérez-Sánchez, J., & Molina-Navarro, E. (2021). A modelling approach to forecast the effect of climate change on the Tagus-Segura interbasin water transfer. *Water Resources Management*, 35(11), 3791–3808. <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02919-y>.
- Senent-Aparicio, J., López-Ballesteros, A., Pérez-Sánchez, J., Segura-Méndez, F. J., & Pulido-Velázquez, D. (2018). Using multiple monthly water balance models to evaluate gridded precipitation products over Peninsular Spain. *Remote Sensing*, 10(6), 922. <https://doi.org/10.3390/rs10060922>.

- Senent-Aparicio, J., Pérez-Sánchez, J., Carrillo-García, J., & Soto, J. (2017). Using SWAT and fuzzy TOPSIS to assess the impact of climate change in the headwaters of the Segura River Basin (SE Spain). *Water*, 9(2), 149. <https://doi.org/10.3390/w9020149>.
- Seneviratne, S.I., Zhang, X., Adnan, M., Badi, W., Dereczynski, C., Di Luca, A., Ghosh, S., Iskandar, I., Kossin, J., Lewis, S., Otto, F., Pinto, I., Satoh, M., Vicente-Serrano, S. M., Wehner, M., & Zhou, B. (2023). Weather and climate extreme events in a changing climate. En *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis* (pp. 1513–1766). Cambridge University Press.
- Seybold, H., Rothman, D. H., & Kirchner, J. W. (2017). Climate's watermark in the geometry of stream networks: Climate's watermark. *Geophysical Research Letters*, 44(5), 2272–2280. <https://doi.org/10.1002/2016gl072089>.
- Singh, V. P. (2018). Hydrologic modeling: progress and future directions. *Geoscience Letters*, 5(1). <https://doi.org/10.1186/s40562-018-0113-z>.
- Slaughter, A. R., Retief, D. C. H., & Hughes, D. A. (2015). A method to disaggregate monthly flows to daily using daily rainfall observations: model design and testing. *Journal des sciences hydrologiques [Hydrological sciences journal]*, 1–15. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.993987>.
- Smedema, L. K., & Rycroft, D. W. (1983). *Land drainage - planning and design of agricultural drainage systems*.
- Soil Survey Staff. (2022). *Keys to Soil Taxonomy*, thirteenth ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. <https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-09/Keys-to-Soil-Taxonomy.pdf>.
- Sugiyama, H., Vudhivanich, V., Whitaker, A. C., & Lorsirirat, K. (2003). Stochastic flow duration curves for evaluation of flow regimes in rivers. *Journal of the American Water Resources Association*, 39(1), 47–58. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2003.tb01560.x>.
- Sun, Q., Miao, C., Duan, Q., Ashouri, H., Sorooshian, S., & Hsu, K.-L. (2018). A review of global precipitation data sets: Data sources, estimation, and intercomparisons. *Reviews of Geophysics* (Washington, D.C.: 1985), 56(1), 79–107. <https://doi.org/10.1002/2017rg000574>.

- Témez, J. R. (1977). Modelo matemático de transformación "precipitación-aportación". Asociación de Investigación Industrial Eléctrica, 39p.
- Tharme, R. E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, 19(5–6), 397–441. <https://doi.org/10.1002/rra.736>.
- Thompson, S. E., Harman, C. J., Konings, A. G., Sivapalan, M., Neal, A., & Troch, P. A. (2011). Comparative hydrology across AmeriFlux sites: The variable roles of climate, vegetation, and groundwater: point-scale models and variable controls on ET. *Water Resources Research*, 47(10). <https://doi.org/10.1029/2010wr009797>.
- Thoms, M. C., & Sheldon, F. (2002). An ecosystem approach for determining environmental water allocations in Australian dryland river systems: the role of geomorphology. *Geomorphology* (Amsterdam, Netherlands), 47(2–4), 153–168. [https://doi.org/10.1016/s0169-555x\(02\)00085-5](https://doi.org/10.1016/s0169-555x(02)00085-5).
- Turner, M. G., Gardner, R. H., & O'Neill, R. V. (2001). *Landscape ecology in theory and practice*. Springer.
- United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). (2015). Paris Agreement. https://unfccc.int/sites/default/files/english_paris_agreement.pdf.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2007). An approach for using load duration curves in the development of TMDLs. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=P1008ZQA.TXT>.
- U.S. Geological Survey (USGS). (2022). Water cycle diagrams. U.S. Department of the Interior. <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/water-cycle-diagrams>.
- USDA-SCS. (1972). National Engineering Handbook, Section 4, Hydrology. USDA Soil Conservation Service, Washington DC. <http://irrigationtoolbox.com/NEH/Part%20630%20Hydrology/neh630-ch15.pdf>.
- Van de Walle, A., Kim, M., Alam, M. K., Wang, X., Wu, D., Dash, S. R., Rabaey, K., & Kim, J. (2023). Greywater reuse as a key enabler for improving urban

- wastewater management. *Environmental Science and Ecotechnology*, 16(100277), 100277. <https://doi.org/10.1016/j.es.2023.100277>.
- van Griensven, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., Diluzio, M., & Srinivasan, R. (2006). A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *Journal of Hydrology*, 324(1–4), 10–23. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.09.008>.
- Verma, V. (2017). Comparative Analysis of Daily Flow Pattern Hydrographs Used to Disaggregate Monthly Naturalized Flows to Daily [Texas A&M University]. <https://oaktrust.library.tamu.edu/items/e4ddec4a-970b-43dc-83a5-bdab8a3d6e52>.
- Verma, V. (2021). Multisite Monthly to Daily Naturalised Streamflow Disaggregation Using Daily Flow Pattern Hydrograph. En *Climate Change Impacts on Water Resources* (pp. 519–527). Springer International Publishing.
- Vicente, D. J., Rodríguez-Sinobas, L., Garrote, L., & Sánchez, R. (2016). Application of the system of environmental economic accounting for water SEEAW to the Spanish part of the Duero basin: Lessons learned. *The Science of the Total Environment*, 563–564, 611–622. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.078>.
- Virtanen, P., Gommers, R., Oliphant, T. E., Haberland, M., Reddy, T., Cournapeau, D., Burovski, E., Peterson, P., Weckesser, W., Bright, J., van der Walt, S. J., Brett, M., Wilson, J., Millman, K. J., Mayorov, N., Nelson, A. R. J., Jones, E., Kern, R., Larson, E., ... SciPy 1.0 Contributors. (2020). SciPy 1.0: fundamental algorithms for scientific computing in Python. *Nature Methods*, 17(3), 261–272. <https://doi.org/10.1038/s41592-019-0686-2>.
- Voepel, H., Ruddell, B., Schumer, R., Troch, P. A., Brooks, P. D., Neal, A., Durcik, M., & Sivapalan, M. (2011). Quantifying the role of climate and landscape characteristics on hydrologic partitioning and vegetation response: Role of climate and landscape on hydrologic partitioning. *Water Resour. Res.*
- Vogel, R. M., Lall, U., Cai, X., Rajagopalan, B., Weiskel, P. K., Hooper, R. P., & Matalas, N. C. (2015). Hydrology: The interdisciplinary science of water: Hydrology: the interdisciplinary science of water. *Water Resources Research*, 51(6), 4409–4430. <https://doi.org/10.1002/2015wr017049>.

- Volk, M. (2015). Modelling ecosystem services: Current approaches, challenges and perspectives. *Sustainability of water quality and ecology*, 5, 1–2. <https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2015.05.002>.
- Wagener, T., Sivapalan, M., Troch, P., & Woods, R. (2007). Catchment classification and hydrologic similarity: Catchment classification and hydrologic similarity. *Geography Compass*, 1(4), 901–931. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2007.00039.x>.
- White, J. T. (2018). A model-independent iterative ensemble smoother for efficient history-matching and uncertainty quantification in very high dimensions. *Environmental Modelling & Software: With Environment Data News*, 109, 191–201. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.06.009>.
- White, J. T., Hunt, R. J., Fienen, M. N., & Doherty, J. E. (2020). Approaches to highly parameterized inversion: PEST++ Version 5, a software suite for parameter estimation, uncertainty analysis, management optimization and sensitivity analysis. En *Techniques and Methods*. US Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/tm7c26>.
- White, M. J., Arnold, J. G., Bieger, K., Allen, P. M., Gao, J., Čerkasova, N., Gambone, M., Park, S., Bosch, D. D., Yen, H., & Osorio, J. M. (2022). Development of a field scale SWAT+ modeling framework for the contiguous U.S. *Journal of the American Water Resources Association*, 58(6), 1545–1560. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.13056>.
- World Meteorological Organization (WMO). (2023). State of Global Water Resources 2023. <https://public.wmo.int/>.
- Wurbs, R. A. (2021a). Monthly river flows in Texas for natural and developed conditions. *Water Cycle*, 2, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.10.001>.
- Wurbs, R. A. (2021b). Water rights analysis package modeling system. *Texas Water Journal*, 12(1), 68–90. <https://doi.org/10.21423/twj.v12i1.7108>.
- Yacoub, C., & Foguet, A. P. (2013). Slope effects on SWAT modeling in a mountainous basin. *Journal of Hydrologic Engineering*, 18(12), 1663–1673. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000756](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000756).

- Yélamos, J. G., & Villaroya-Gil, F. (2007). The Tertiary Detrital Aquifer of Madrid: past times, present possibilities and pending challenges. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, 15.3.
- Yen, H., Park, S., Arnold, J. G., Srinivasan, R., Chawanda, C. J., Wang, R., Feng, Q., Wu, J., Miao, C., Bieger, K., Daggupati, P., van Griensven, A., Kalin, L., Lee, S., Sheshukov, A. Y., White, M. J., Yuan, Y., Yeo, I.-Y., Zhang, M., & Zhang, X. (2019). IPEAT+: A built-in optimization and automatic calibration tool of SWAT+. *Water*, 11(8), 1681. <https://doi.org/10.3390/w11081681>.
- Yimer, E. A., Bailey, R. T., Piepers, L. L., Nossent, J., & Van Griensven, A. (2023). Improved representation of groundwater–surface water interactions using SWAT+gwflow and modifications to the gwflow module. *Water*, 15(18), 3249. <https://doi.org/10.3390/w15183249>.
- Yimer, E. A., T. Bailey, R., Van Schaeybroeck, B., Van De Vyver, H., Villani, L., Nossent, J., & van Griensven, A. (2023). Regional evaluation of groundwater-surface water interactions using a coupled geohydrological model (SWAT+gwflow). *Journal of Hydrology. Regional Studies*, 50(101532), 101532. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2023.101532>.
- Yuan, Y., & Koropecj-Cox, L. (2022). SWAT model application for evaluating agricultural conservation practice effectiveness in reducing phosphorous loss from the Western Lake Erie Basin. *Journal of Environmental Management*, 302(Pt A), 114000. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114000>.
- Zaman, M., Naveed Anjum, M., Usman, M., Ahmad, I., Saifullah, M., Yuan, S., & Liu, S. (2018). Enumerating the effects of climate change on water resources using GCM scenarios at the Xin'anjiang watershed, China. *Water*, 10(10), 1296. <https://doi.org/10.3390/w10101296>.
- Zeiger, S. J., & Hubbart, J. A. (2018). Assessing environmental flow targets using pre-settlement land cover: A SWAT modeling application. *Water*, 10(6), 791. <https://doi.org/10.3390/w10060791>.
- Zhang, L., Dawes, W. R., & Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37(3), 701–708. <https://doi.org/10.1029/2000wr900325>.

- Zhang, Z., Zhang, Q., Singh, V. P., & Shi, P. (2018). River flow modelling: comparison of performance and evaluation of uncertainty using data-driven models and conceptual hydrological model. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment: Research Journal*, 32(9), 2667–2682. <https://doi.org/10.1007/s00477-018-1536-y>.
- Zhou, X., Yang, Y., Sheng, Z., & Zhang, Y. (2019). Reconstructed natural runoff helps to quantify the relationship between upstream water use and downstream water scarcity in China's river basins. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(5), 2491–2505. <https://doi.org/10.5194/hess-23-2491-2019>.

VIII – ANEXOS

VIII - ANEXOS

ANEXO 1. Calidad de las publicaciones

1. **Publicación 1:** Castellanos-Osorio, G., López-Ballesteros, A., Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J. (2023). Disaggregated monthly SWAT+ model versus daily SWAT+ model for estimating environmental flows in Peninsular Spain. *Journal of Hydrology*, 623, 129837.
 - Índice de impacto (2023): **5,9**
 - Puesto en el JCR: **8/128**
 - Categoría: **Water Resources**
 - Cuartil: **Q1**
2. **Publicación 2:** Castellanos-Osorio, G., Abbas, S. A., Molina-Navarro, E., Bailey, R. T., Senent-Aparicio, J. (2025). Assessing improvements in environmental flow estimation through the use of a coupled surface-groundwater model. *Groundwater for Sustainable Development*, 29, 101426.
 - Índice de impacto (2024): **5,6**
 - Puesto en el JCR: **16/131**
 - Categoría: **Water Resources**
 - Cuartil: **Q1**
3. **Publicación 3:** Senent-Aparicio, J., Castellanos-Osorio, G., Segura-Méndez, F., López-Ballesteros, A., Jimeno-Sáez, P., Pérez-Sánchez, J. (2024). BULL Database – Spanish Basin attributes for Unravelling Learning in Large-sample hydrology. *Scientific Data*, 11, 737.
 - Índice de impacto (2024): **6,9**
 - Puesto en el JCR: **15/135**
 - Categoría: **Multidisciplinary Sciences**
 - Cuartil: **Q1**

ANEXO 2. Otras publicaciones y méritos

Otras publicaciones:

- López-Ballesteros, A., Nielsen, A., Castellanos-Osorio, G., Trolle, D., & Senent-Aparicio, J. (2023). DSOLMap, a novel high-resolution global digital soil property map for the SWAT + model: Development and hydrological evaluation. *Catena*, 231(107339), 107339. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107339>.
 - Índice de impacto (2023): **5,4**
 - Puesto en el JCR: **12/128**
 - Categoría: **Water Resources**
 - Cuartil: **Q1**
- Bilbao-Barrenetxea, N., Jimeno-Sáez, P., Segura-Méndez, F. J., Castellanos-Osorio, G., López-Ballesteros, A., Faria, S. H., & Senent-Aparicio, J. (2024). Declining water resources in the Anduña River Basin of Western Pyrenees: Land abandonment or climate variability? *Journal of Hydrology. Regional Studies*, 53(101771), 101771. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2024.101771>.
 - Índice de impacto (2023): **4,7**
 - Puesto en el JCR: **17/128**
 - Categoría: **Water Resources**
 - Cuartil: **Q1**

Congresos nacionales e internacionales:

- Castellanos-Osorio, G., Senent-Aparicio, J., López-Ballesteros, A., & Jimeno-Sáez, P. (2021). Estudio del impacto del cambio climático sobre el régimen de avenidas en la cuenca del río Ladra mediante SWAT+. En Congreso Nacional del Agua Orihuela 2021. Universidad de Alicante, Orihuela, Comunidad Valenciana, España.
- Castellanos-Osorio, G., Senent-Aparicio, J., López-Ballesteros, A., & Pérez-Sánchez, J. (2022). Disaggregated monthly SWAT+ model versus daily SWAT+ model for estimating environmental flows in

Piloña river basin (Asturias, Spain). 2022 International Soil and Water Assessment Tool Conference. Czech University of Life Sciences Prague. Prague, Czech Republic.

- López-Ballesteros, A., Nielsen, A., Castellanos-Osorio, G., Trolle, D., & Senent-Aparicio, J. (2023). Evaluating the hydrological performance of three global digital soil maps using SWAT+. 2023 International Soil and Water Assessment Tool Conference. Aarhus University - Department of Ecoscience. Aarhus, Denmark.
- Castellanos-Osorio, G., Abbas, S. A., Molina-Navarro, E., Bailey, R. T., & Senent-Aparicio, J. (2024). Assessing surface-groundwater interactions using a coupled geohydrological model for environmental flow estimation. 2024 International Soil and Water Assessment Tool Conference. ENGEES. Strasbourg, France.
- Castellanos-Osorio, G. (2025). Análisis de la incertidumbre en la estimación de caudales ecológicos según la legislación española y metodologías alternativas para cuencas estratégicas. Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua. Fundación Nueva Cultura del Agua, Salamanca, España.
- Senent-Aparicio, J., Castellanos-Osorio, G., Abbas, S. A., Cabezas, F., & Bailey, R. T. (2025). The role of daily flows and seasonal factors in environmental flow assessment: A case study in the Tagus River Basin (Spain). 2025 International Soil and Water Assessment Tool Conference. Konkuk University. Jeju, South Korea.

Ayudas y becas obtenidas:

- Beca FPI – Ayudas para contratos predoctorales para la formación de doctores/as. Convocatoria 2022. Ministerio de ciencia, innovación y universidades. Duración: 3 años como investigador predoctoral + 1 año como investigador posdoctoral.

Estancias en el extranjero:

- Universidad Estatal de Colorado. Fort Collins, Estados Unidos. Ayudas para contratos predoctorales para la formación de doctores/as. Ministerio de ciencia, innovación y universidades. 05/03/2024 – 02/06/2024.

Material docente:

- Pérez-Sánchez, J., Jimeno-Sáez, P., López-Ballesteros, A., Castellanos-Osorio, G., & Senent-Aparicio, J. M. (2024). Hidráulica e hidrología para ingenieros civiles: Problemas resueltos. ULPGC Ediciones. <https://spdc.ulpgc.es/>. ISBN: 978-84-9042-537-4.

