

PROYECTO NAIAD: La gestión sostenible del acuífero de Medina del Campo, una apuesta de futuro

Editores_

Beatriz Mayor, Elena López Gunn, Carlos Marcos y Laura Vay



 NAIAD

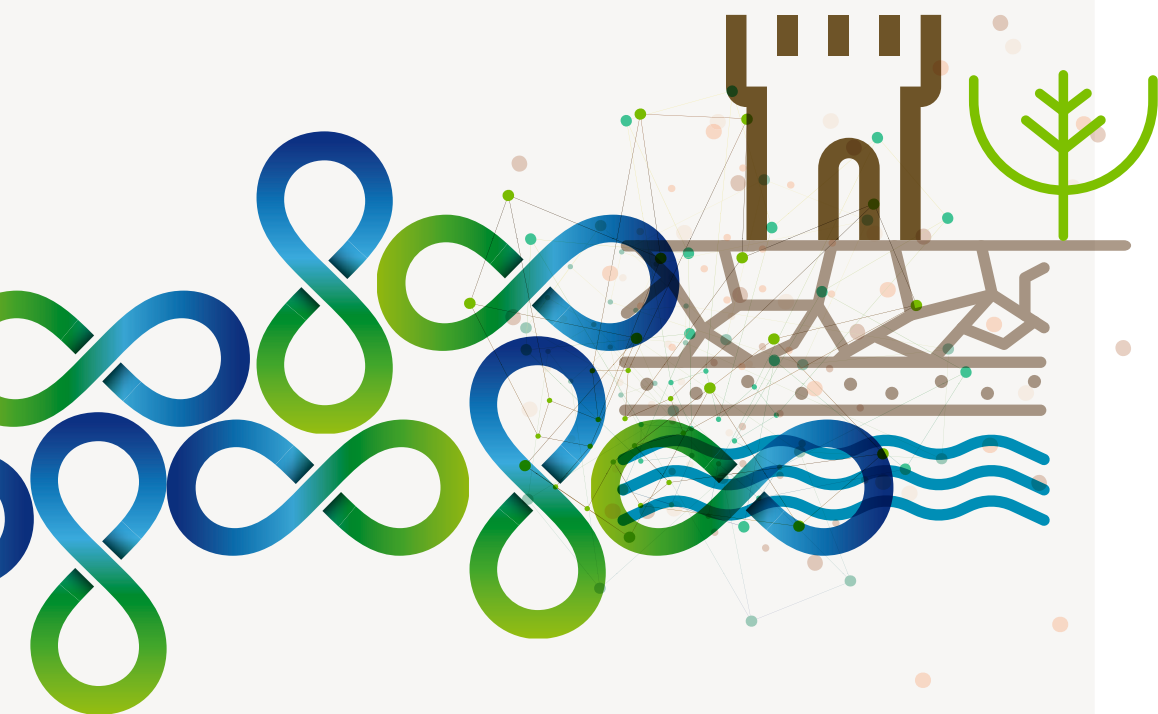


This project has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 729407



PROYECTO NAIAD:

La gestión sostenible
del acuífero de
Medina del Campo,
una apuesta de futuro.



Editores_

Beatriz Mayor, Elena López Gunn, Carlos Marcos y Laura Vay



PROYECTO NAIAD:

LA GESTIÓN SOSTENIBLE DEL ACUÍFERO
DE MEDINA DEL CAMPO,
UNA APUESTA DE FUTURO.

Lengua/s: Español

Catálogo de publicaciones oficiales: <http://www.o6o.es>

NIPO: 668-21-014-0

ISBN: 978-84-18508-46-2

DEPÓSITO LEGAL: DL VA 556-2021

EDITA: © MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO
CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL DUERO - 2021

www.chduero.es

1ª EDICIÓN, AGOSTO 2021

DIRECCIÓN Y COORDINACIÓN: Carlos Marcos Primo, CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL DUERO.

EDITORES: Beatriz Mayor, Elena López Gunn, Carlos Marcos, Laura Vay

IMÁGENES: © PROYECTO NAAID / PLAN C

DISEÑO Y MAQUETACIÓN: Carolina Gómez, www.estudioplanc.com

IMPRESIÓN:

Impreso en papel FSC



This project has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 730497



| Agradecimiento

El equipo **NAIAD** liderado por la Confederación Hidrográfica del Duero, y los autores a nivel particular, desean expresar su agradecimiento y reconocer **la inestimable labor de todas las personas y grupos locales que han participado en las actividades del proyecto**, prestando su valioso tiempo y opinión, permitiendo que la investigación tenga en cuenta la realidad local. Con este fin, los autores esperan sinceramente que los resultados aquí presentados sean de utilidad para el conjunto de habitantes e instituciones que residen y realizan su actividad en el acuífero de Medina del Campo.



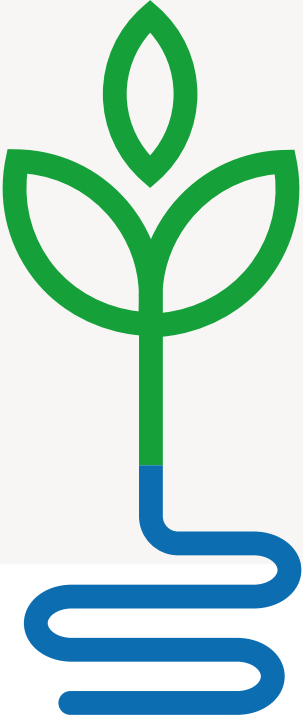




TABLA DE CONTENIDOS

Tabla de contenidos	5
Índice de tablas	7
Índice de figuras	9
Capítulo 1. Introducción a los retos asociados a la masa de agua subterránea de Medina del Campo	13
Capítulo 2. Enfoque metodológico desarrollado en el proyecto NAIAD	21
Capítulo 3. Marco político e indicadores para adaptación basada en la naturaleza	29
Capítulo 4. Descripción geológica 3D de la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo	47
Capítulo 5. Evaluación de la evolución de los servicios ecosistémicos generados por los humedales asociados a la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo	53
Capítulo 6. Registro sedimentario pasado y reciente de las lagunas reales y su evolución a largo plazo	61
Capítulo 7. Niveles de agua subterránea en la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo y relación con los servicios de aprovisionamiento relacionados	69
Capítulo 8. Cambios en las zonas riparias de los ríos Trabancos, Zapardiel, Adaja y Guareña entre 1956 y 2017 y relación con servicios ecosistémicos de regulación y mantenimiento del agua subterránea	79
Capítulo 9. Evaluación del riesgo de inundación	87
Capítulo 10. Análisis físico de la evolución de servicios ecosistémicos de las aguas subterráneas en la Masa de Agua Subterránea Medina del Campo mediante modelación del flujo regional	97
Capítulo 11. Evaluación de la recarga artificial del acuífero como una solución basada en la naturaleza	107



Capítulo 12. Simulación del Balance Hídrico del área de Medina del Campo para evaluar estrategias basadas en la naturaleza y de gestión hídrica	117
Capítulo 13. Análisis económico de soluciones basadas en la naturaleza y estrategias de gestión: valor de seguro, co-beneficios y análisis coste-beneficio	125
Capítulo 14. Análisis de Redes Sociales para la implementación de soluciones basadas en la naturaleza	137
Capítulo 15. Análisis integrado: Entendiendo el sistema de Medina del Campo a través de un modelo cualitativo de dinámica de sistemas	153
Capítulo 16. Análisis integrado 2. Metamodelo	163
Capítulo 17. Modelos de negocio para soluciones basadas en la naturaleza y de gestión en la masa de aguas subterránea de Medina del Campo	173
Capítulo 18. Marco financiero para la seguridad hídrica: incentivos económicos y financieros para la transformación del sector agrícola en la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo	181
Capítulo 19. Conclusiones, lecciones aprendidas y recomendaciones	191
Apéndice 1. Lista de actores locales participantes	199
Apéndice 2. Lista de actores involucrados en entrevistas individuales y lógica para su selección	201





ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1 Lista de indicadores biofísicos, económicos y sociales seleccionados en Medina.....

Tabla 5.1 Formulario de datos generales.....

Tabla 5.2 Formulario de datos generales.....

Tabla 5.3 Criterios para la evaluación del estado y la evolución de las tendencias de los servicios considerados.....

Tabla 5.4 Criterios para la evaluación del grado de impacto y tendencias de los controladores de cambio.....

Tabla 8.1 Cambios estimados de superficie de zonas riparias y bandas arbóreas entre 1956-57 y 2017.....

Tabla 10.1 Cambios piezométricos calculados para un pozo ubicado cerca de la ciudad de Medina del Campo bajo los escenarios climáticos y de gestión considerados. Los cambios se refieren al año 2018.....

Tabla 11.2. Potencias del Sistema multicapa.....

Tabla 11.1 Secuencia de recarga de la década.....

Tabla 11.3 Modelo acuífero somero; parámetros.....

Tabla 12.1 Estrategias consideradas para la simulación del balance hídrico.....

Tabla 12.2 Escenarios considerados para la simulación del balance hídrico.....

Tabla 13.1 Estrategias analizadas para hacer frente al riesgo de sequía en el acuífero Medina del Campo.....

Tabla 13.2 Valores medios de los resultados del modelo para las diferentes estrategias y escenarios.....

Tabla 13.3. Evaluación de los co-beneficios de cada estrategia.....

Tabla 14.1. Lista de actores utilizados durante el SCN y sus siglas.....

Tabla 14.2. Subredes que muestran las conexiones entre las entidades clave de la red social.....

Tabla 14.3. Medidas de la teoría de grafos para la detección de vulnerabilidades clave en la red de interacción.....

Tabla 14.4. Vulnerabilidades clave en la red de interacciones para Medina del Campo.....

Tabla 14.5. Intervenciones mencionadas por las partes interesadas durante el taller.....

Tabla 14.6. Estrategias de redes para abordar las vulnerabilidades detectadas por el SNA.....

Tabla 15.1. Relaciones descritas en los modelos individuales cualitativos co-diseñados.....

Tabla 16.1. Requisito y características finales del Metamodelo.....

Tabla 18.1. Responsabilidades a lo largo del ciclo de vida de las medidas de gestión.....





ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Situación de la MASMC (amarillo), en la cuenca del río Duero.

Fuente: Elaboración propia (África de la Hera, IGME)

Figura 2.1. Marco metodológico de NAIAD

Figura 2.2. Marco de modelado para el caso de Medina del Campo

Figura 2.3. Proceso de planificación adaptativa participativa adaptado de (Loucks & van Beek, 2017) y (Haasnoot et al., 2013)

Figura 2.4. Participantes del primer taller de demostración de Medina en enero de 2018

Figura 3.1. Enfoque de definición de indicadores: relación con el análisis de políticas, la evaluación de riesgos y las necesidades locales.

Figura 3.2. Marco de políticas internacionales y de la UE (azul), así como las políticas nacionales y de cuencas hidrográficas (naranja) de España en relación con la reducción de riesgos y los servicios de los ecosistemas.

Figura 4.1. Mapa geológico de la región estudiada y distribución de datos geofísicos y pozos utilizados para el modelo geológico 3D. Las estaciones gravimétricas no se muestran. El límite de la masa de agua subterránea de Medina del Campo se traza con una línea de rayas azules. Las secciones transversales 1 y 2 representan el modelo geológico 3D final.

Figura 4.2. A) Mapa de contorno de profundidad de la parte superior del sótano (en metros). B) Malla Voxet o 3D de la inversión gravimétrica de la Cuenca del Duero.

Figura 5.1. Localización de los cuatro humedales objeto de estudio. Mapas geológicos y cortes geológicos de cada uno de ellos.

Figura 6.1. Localización de las Lagunas Reales (SE de Medina del Campo, centro de España). a) Detalle e información topográfica y b) localización de los sondeos presentados en este capítulo.

Figura 6.2. Series temporales de precipitación anual para Valladolid (superior), evolución de la población y superficie regada frente a seco en Medina del Campo (medio) y niveles piezométricos para el punto 1517-4-0002 y curva de desviaciones acumuladas para la precipitación (inferior).



Figura 6.3. a) Identificación de las unidades del Mioceno y Holoceno a partir de la información geoquímica en el testigo LR3. b) Comparación entre las facies, secuencias y registro geoquímico de los testigos LR3 y LR5.

Figura 7.1. Ubicación del área de estudio y de los piezómetros estudiados y ejemplos de evolución piezométrica observada para el período 1985-2018.

Figura 7.2. Distribución de los valores de τ de la prueba de Mann-Kendall en el área de estudio y su significado en los dos periodos de tiempo evaluados.

Figura 7.3. Relación entre el coeficiente τ de la prueba de Mann-Kendall y el piezómetro o profundidad de la pantalla.

Figura 8.1. Detalle de los polígonos de la zona riparia y la franja arbórea cartografiados en una sección del río Zapardiel para las ortofotografías de 1956-57 y 2017.

Figura 8.2. Detalle del análisis de la superficie de humedales.

- a) Polígono (naranja) del archivo GIS "Duero_Lagos_Humedales" sobre la ortofoto de 1956-57.
- b) Nuevo polígono cartografiado que recoge la lámina de agua identificada en la ortofoto 1956-57.
- c) Polígono del archivo "Duero_Lagos_Humedales" sobre la ortofoto de 2017.
- d) Aspecto del humedal en la imagen aérea de 2017, sin agua y arado.

Figura 9.1. Tendencias de precipitación. Pac% en naranja es la precipitación acumulada anual (normalizada) y Pmax% en azul es la precipitación máxima diaria (normalizada), ambas acompañadas de una tendencia media de 5 años (líneas sólidas). La línea plana verde muestra la tendencia lineal.

Figura 9.2. Comportamiento de precipitación diaria máximo bimodal

Figura 9.3. Flujos en el proyecto Caumax (después de CEDEX)

Figura 9.4. Se estimó que los hidrógrafos sintéticos desarrollaron un modelo hidráulico 2D coherente

Figura 9.5. Profundidad del agua para la probabilidad de superación anual del flujo diferente considerado: 2%, 1%, 0.5% y 0.02% (50, 100, 200 y 500 periodo de retorno en años, respectivamente)

Figura 10.1. Áreas inundadas simuladas en 1950 (estado natural) y en 2018, 2050 y 2350 para el escenario climático A y los escenarios de gestión 0, 2 y 3 de la Tabla 1.

Figura 11.1. Zona de estudio

Figura 11.2. Zonificación de la permeabilidad

Figura 11.3. Modelo sistema multicapa: grado de saturación Década de tipo, $t = 3650$ d.

Figura 11.4. Modelo sistema multicapa: diferencia de niveles por efecto de la recarga respecto al régimen natural.

Figura 11.5. Modelo acuífero somero: calibración, niveles observados vs calculados (reg. transitorio)



Figura 11.6. Modelo acuífero somero: incremento de niveles por efecto de la recarga artificial

Figura 12.1. Visualización del esquema de Medina del Campo

Figura 12.2. La escasez de agua resulta en riego para la cuenca de Medina del Campo para el caso base, tanto en estrategias como en escenarios futuros, es decir, extrema, moderada y óptima moderada

Figura 13.1: Mapa de riesgo de inundación para diferentes períodos de retorno en la ciudad de Medina del Campo (izquierda) y elementos en riesgo para un período de retorno de 500 años. Fuente: Elaboración propia utilizando cálculos del IGME (Llorente et al., 2018), información de la base de datos del Catastro Español (<https://www.sedecatastro.gob.es>) y la Ortofoto Vigente para 2019 de la base de datos SIGPAC, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (<http://sigpac.mapa.gob.es>)

Figura 14.1. Resultados del ejercicio de mapeo participativo

Figura 14.2. Mapa de interacciones de la red social (Agente x Agente). Los eslabones se caracterizan por un grosor diferente según el peso asignado por los interesados

Figura 15.1. Marco de modelado participativo implementado en La masa de Agua de Medina del Campo para la toma de decisiones y planificación de SBN

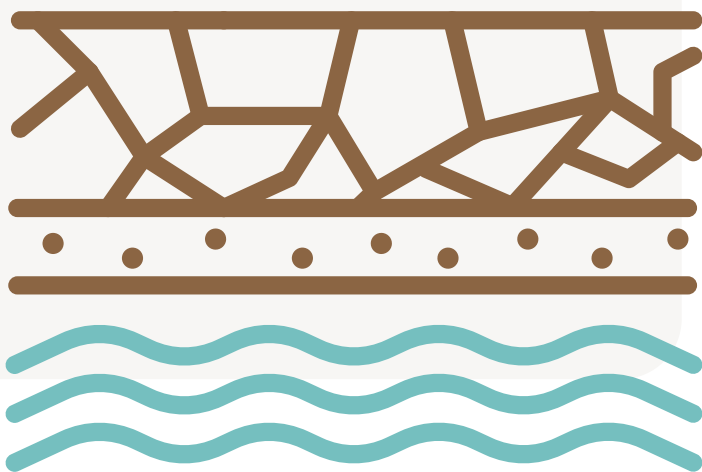
Figura 15.2. MCDS desarrollado en el Sistema Medina del Campo. Los bucles de equilibrio se han indicado con una B y su correspondiente número de identificación; y los bucles de refuerzo se han indicado con una R y su correspondiente número de identificación. La polaridad de los enlaces también se ha marcado con un símbolo positivo (+) o negativo (-). Los retrasos en el sistema se han indicado con una marca de retraso (//).

Figura 16.1. Marco de planificación maestra. Fuente: Deltares (2020)

Figura 17.1. Marco NAS Canvas

Figura 17.2. Estrategia 1: recarga artificial del acuífero y medidas de gestión de agua subterránea

Figura 17.3. Estrategia 2: cambio de cultivos y medidas de gestión de agua subterránea





CAPÍTULO 1

Introducción a los **retos asociados** a la masa de agua subterránea de Medina del Campo



AUTORES

Beatriz Mayor¹, Javier Calatrava², Marisol Manzano²,
Miguel Llorente³, África De La Hera³, Elena Lopez-Gunn¹,
Carlos Marcos⁴, Víctor Del Barrio⁴

¹ ICATALIST

² Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT)

³ Instituto Geológico Minero Español (IGME)

⁴ Confederación Hidrográfica del Duero (CHD)



RESUMEN

El acuífero de Medina del Campo es la principal fuente de suministro de agua para un área de 3.700 km² que alberga 154 municipios en cuatro provincias y un importante desarrollo agrícola que sustenta la prosperidad socioeconómica de la región. La explotación intensiva del acuífero en las últimas décadas lo ha puesto en riesgo tanto desde el punto de vista cualitativo como cuantitativo (Directiva Marco del Agua 2000/60 / CE), al tiempo que ha causado la degradación de los ecosistemas asociados. Como resultado, se han detectado una serie de impactos físicos, socioeconómicos y ambientales, incluida la contaminación del agua subterránea, la reducción de la disponibilidad de agua y el aumento de costes para la agricultura, y la degradación de los ecosistemas naturales asociados. En este contexto, los principales desafíos que enfrenta la región provienen de dos fuentes de presión. Primero, la sobreexplotación y la disminución de los niveles piezométricos del acuífero y todos los efectos derivados. En segundo lugar, los riesgos asociados con los fenómenos climáticos extremos, principalmente sequías e inundaciones, y la reducción de la capacidad de amortiguación y resiliencia proporcionada por los servicios ecosistémicos de las aguas superficiales y subterráneas debido a su degradación. El objetivo del estudio del **proyecto NAIAD** en Medina del Campo es evaluar los impactos de una serie de soluciones basadas en la naturaleza (infraestructura verde y azul) en la recuperación del nivel del agua subterránea y los servicios del ecosistema asociados.

PALABRAS CLAVE:

- *agua subterránea*
- *sobreexplotación*
- *retos*
- *sequía*
- *inundación*



1. INTRODUCCIÓN A LA MASA DE AGUA SUBTERRÁNEA DE MEDINA DEL CAMPO (MASMC)

La Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo (MASMC) se encuentra en la cuenca del río Duero, en el centro-noroeste de la Península Ibérica. Ocupa una superficie de 3.700 km² que se extiende mayoritariamente por las provincias de Valladolid y Ávila, y pequeñas porciones de las provincias de Zamora, Salamanca y Segovia (ver *figura 1*), albergando 154 municipios. La MASMC limita con el río Duero por el norte, con el río Adaja por el este, con el río Trabancos por oeste y con la Sierra de Gredos por el sur (*Figura 1.1*).

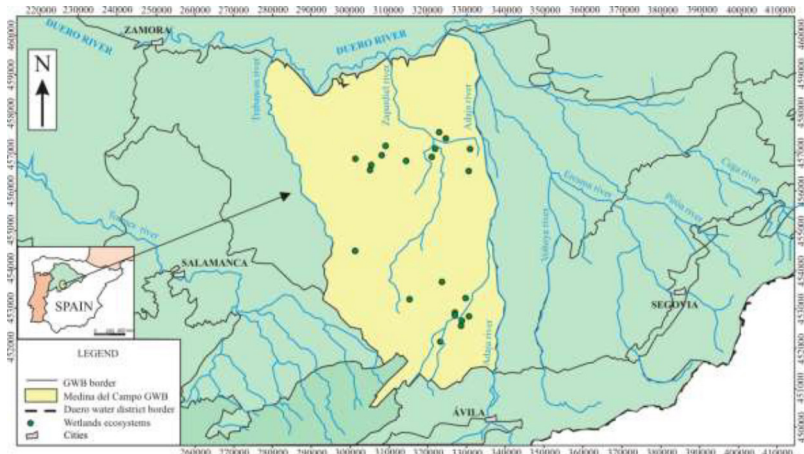


Figura 1.1. Situación de la MASMC (amarillo), en la cuenca del río Duero.

Fuente: Elaboración propia (África de la Hera, IGME)

En términos geológicos, la MASMC está compuesta por un conjunto de capas sedimentarias superpuestas que funcionan como una unidad hidrogeológica. La profundidad del basamento es variable, desde unos pocos metros en la parte sur hasta unos 600 m al norte del acuífero (CHD, 2013). Toda la unidad hidrogeológica está comprendida dentro del área geoestructural de la cuenca terciaria del Duero. El paisaje está dominado por suaves ondulaciones cubiertas por cereales y otros cultivos anuales, así como bosques de pinos atravesados por arroyos estacionales, actualmente secos. En la parte nororiental, el acuífero está conectado a un conjunto de humedales denominados “Humedales de Los Arenales”, que pertenecen a la Red Natura 2000. Éstos son un vestigio de los anteriormente abundantes humedales que existían en la masa, la mayoría de ellos dependientes del nivel freático. El agua superficial en el sistema es escasa, por lo que el agua subterránea constituye la principal fuente de suministro. Solo unos pocos municipios y una zona regable en el norte utilizan agua superficial procedente de un trasvase desde el río Adaja. El principal uso del agua proviene del regadío (96%), seguido del consumo urbano y los usos industriales. Actualmente existen 5.495 concesiones de aguas subterráneas para uso agrícola otorgadas sobre una superficie de 45.115 ha de área regada,



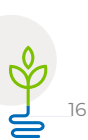
que se suman a las 6.000 ha regadas con agua superficial del río Adaja para sumar 51.115 ha de superficie agrícola regada (CHD, 2013). Además de un suministro de agua estable para la región, el acuífero también proporciona una serie de servicios ecosistémicos que sustentan tanto la actividad humana como los ecosistemas superficiales. Algunos de los servicios más importantes son los siguientes:

1. Suministro de agua para todos los usos (agricultura, abastecimiento urbano e industria). La disponibilidad de agua subterránea está disminuyendo debido a la explotación intensiva. Una recarga artificial aumentará en cierta medida los recursos de agua subterránea disponibles, pero los eventos de sequía incrementarán la escasez de agua a corto, mediano y largo plazo.
2. Suministro de agua de buena calidad para uso humano. La calidad del agua subterránea se está deteriorando principalmente debido a las actividades agrícolas (filtrado de nitratos), así como a fuentes litológicas naturales (As). Las inundaciones y sequías pueden acelerar o ralentizar la incorporación de nitrato al agua subterránea, y el cambio de los valores redox en la parte superior del acuífero podría modificar las condiciones reales para la liberación y precipitación de arsénico.
3. Regulación de los flujos de agua superficial (a través del flujo base de la corriente) y de los flujos subterráneos.
4. Generación de valiosos ecosistemas superficiales como humedales hipogénicos y bosques ribereños. Esos dos ecosistemas brindan, a su vez, muchos servicios para el bienestar humano y otros ecosistemas de la zona, pero su existencia depende, en primera instancia, del agua subterránea.
5. Prevención de los procesos de erosión: las capas freáticas poco profundas evitan la erosión por escorrentía a través de la existencia de suelos con vegetación. Así mismo, previenen la erosión eólica, ya que los granos de suelos saturados son más difíciles de absorber.
6. Generación de oportunidades de investigación, educación y recreación mediante la creación de complejos de humedales permanentes y temporales.
7. Regulación de los efectos de la sequía mediante una mayor resiliencia del sistema hidrológico. Esto es debido al refuerzo de las aguas subterráneas como fuente estratégica de suministro de agua que puede mobilizarse para todos los usos durante los períodos de sequía extrema.

2. PRINCIPALES RETOS IDENTIFICADOS EN LA MASA DE AGUA SUBTERRÁNEA DE MEDINA DEL CAMPO

2.1 RETOS DERIVADOS DEL ESTADO DEL AGUA SUBTERRÁNEA

La explotación intensiva de la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo (MASMC) durante las últimas décadas ha tenido un impacto significativo tanto en el estado cualitativo como cuantitativo de la masa de agua, tal como se define en la Directiva Marco del Agua (DMA) 2000/60/CE, así



como en la variedad de ecosistemas asociados. De acuerdo con la Directiva 2006/118/CE, la fuente y el impacto de las presiones deben estudiarse para evaluar el alcance de los daños a los ecosistemas acuáticos. Hay tres presiones principales identificadas como los impulsores más críticos de la degradación del acuífero. En primer lugar, la disminución de los niveles piezométricos debido a las extracciones continuas e intensivas utilizadas principalmente para el riego, pero también para el suministro doméstico urbano y no urbano, junto con otros usos menores. El nivel freático se ha reducido en decenas de metros entre 1975 y 2010, lo que ha provocado la desconexión de ríos y humedales, y una mayor erosión del suelo. En segundo lugar, la contaminación agrícola difusa, que conduce a concentraciones de nitrato en el acuífero de hasta 190 mg/l, muy por encima de los límites establecidos por la DMA (50 mg/l). Las prácticas inadecuadas de fertilización agrícola han propagado la contaminación por nitratos en la masa, causando impactos en los pozos de abastecimiento domésticos que eventualmente tendrían que ser abandonados, lo que genera la necesidad de buscar otras fuentes de agua más caras para los usuarios domésticos. La tercera presión es un alto contenido de arsénico debido a un aumento de la liberación de este elemento al agua subterránea tras la oxidación de capas saturadas que lo contenían. Esta liberación como resultado de la disminución del nivel freático ha provocado un efecto de concentración que conduce a concentraciones de arsénico de hasta 240 µg/l en algunas áreas.

El conjunto general de impactos físicos, socioeconómicos y ambientales provocados por estas presiones que amenazan el estado cuantitativo y cualitativo del acuífero se resumen en la *tabla 1*.

IMPACTOS FÍSICOS	IMPACTOS SOCIO-ECONÓMICOS	IMPACTOS AMBIENTALES
Sobreextracción de agua subterránea	Menor resiliencia a la sequía	Deterioro y pérdida de ríos
Secado de pozos	Impactos sobre el sector agrícola y agro-alimentario	Deterioro y pérdida de vegetación de ribera y humedales
Contaminación por arsénico y nitrato	Reducción de las reservas y suministros de agua	Pérdida de servicios ecosistémicos
Inducción de subsidencias y colapsos	Aumento de los costes de bombeo	Reducción de agua superficial en ríos y humedales
Cambios en las propiedades físicas	Abandono de pozos	Progresiva desertización
Alteración del potencial hidráulico	Problemas legales con los derechos de agua	Deterioro de la calidad del agua superficial y subterránea
	Necesidad de fuentes de agua más caras	

Tabla 1.1. Principales impactos de la degradación de la cantidad y calidad del agua de la MASMC.

2.2 RETOS DERIVADOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Los principales riesgos relacionados con el cambio climático que amenazan la MASMC son las sequías, las inundaciones, las olas de calor y los incendios forestales. Las sequías pueden afectar la disponibilidad de agua potable, aumentando los costes del suministro de agua y causando problemas a los usuarios y suministradores de agua (ayuntamientos, empresas de agua y confederaciones hidrográficas). Las sequías son un fenómeno recurrente en esta zona con diferentes patrones de duración e intensidad. Las sequías son uno de los desafíos más relevantes para la sociedad. Es considerado el riesgo responsable de los mayores daños económicos en comparación con todas las demás fuentes de daños provocados por fenómenos naturales, incluidas las graves pérdidas en la agricultura. La zona de la MASMC también registra problemas ocasionales de inundaciones, como trombas de agua repentinas, inundaciones causadas por desbordamiento de ríos y arroyos, inundaciones urbanas y encharcamientos por lluvias excesivas, especialmente en la localidad de Medina del Campo. De acuerdo a las entrevistas realizadas a agricultores de la zona, éstos han percibido cambios en la distribución de eventos climáticos como lluvias, heladas, olas de calor y cambios en el comportamiento del clima. Los impactos de las inundaciones incluyen daños a la propiedad, destrucción de cultivos, pérdidas de ganado y deterioro de las condiciones de salud debido a enfermedades transmitidas por el agua. Otros impactos son los derivados de daños en las vías de comunicación e infraestructuras, como centrales eléctricas, carreteras y puentes, que pueden paralizar algunas actividades económicas, requerir la evacuación de edificios e interrumpir la vida normal. Otros impactos indirectos relacionados con las inundaciones son, por un lado, la interrupción del transporte, la pérdida de valor agregado en el comercio y la interrupción de negocios, así como los costes legales asociados a los juicios. Por otro lado, estrés y ansiedad, alteración de la vida, pérdida de comunidad, pérdida de sitios culturales y ambientales, pérdida de recursos del ecosistema.

3. OBJETIVOS SELECCIONADOS PARA EL ESTUDIO DE NAIAD EN LA MAS DE MEDINA DEL CAMPO

El objetivo principal del estudio fue mejorar la comprensión del sistema para evaluar el valor y la función de un conjunto seleccionado de soluciones basadas en la naturaleza (SbN) y medidas de gestión que reforzaran la provisión de servicios ecosistémicos relacionados con las aguas subterráneas como un seguro natural para la mitigación del riesgo en un contexto de creciente variabilidad climática. Asimismo, se buscó identificar modelos de negocio y mecanismos de financiación viables para la implementación de estas medidas. Este objetivo principal se estructuró mediante una serie de objetivos parciales:

OBJETIVO 1. Avanzar en el conocimiento sobre el funcionamiento y las tendencias del acuífero.

Este objetivo incluye:

- Descripción detallada de la geología del acuífero
- Evaluación del estado de los humedales dependientes de las aguas subterráneas y los servicios ecosistémicos relacionados: perspectiva histórica de los humedales, evolución y función



de los servicios ecosistémicos dependientes de los humedales en la reducción de la vulnerabilidad a algunos de los riesgos más relevantes.

- Evaluación del estado y evolución de los servicios críticos de los ecosistemas de aguas subterráneas.

OBJETIVO 2. Evaluar el alcance de los riesgos climáticos, así como los efectos de una selección de estrategias de gestión y basadas en la naturaleza para reducir los impactos relacionados con el clima y la sobreexplotación de las aguas subterráneas. Incluye los siguientes componentes:

- Evaluación del riesgo de inundaciones en la ciudad de Medina del Campo.
- Evaluación física de los servicios ecosistémicos relacionados con las aguas subterráneas.
- Evaluación de los efectos de la Recarga de acuíferos gestionados como solución basada en la naturaleza
- Simulación de los efectos de varias medidas sobre los flujos de aguas superficiales y subterráneas.
- Evaluaciones económicas del valor de aseguramiento, beneficio y cobeneficios de las SbN y estrategias de seguro natural.
- Análisis de interacciones sociales y barreras y oportunidades asociadas para la implementación de estrategias de seguro natural.



OBJETIVO 3. Integrar los resultados de las evaluaciones con el fin de proporcionar una descripción completa de la rentabilidad y la aceptabilidad social de las medidas, así como identificar los modelos comerciales y los arreglos financieros y organizativos necesarios para su implementación exitosa. Este objetivo incluye los siguientes componentes:

- Desarrollo de un marco de indicadores integrado
- Evaluaciones integradas cualitativas y cuantitativas
- Identificación de modelos de negocio para las estrategias de seguro natural
- Identificación de esquemas financieros y arreglos de implementación para las SbN y medidas de gestión
- Definición de una estrategia de planificación de cuencas hidrográficas adaptables para la reducción de riesgos y la gobernanza transformadora

Estos tres objetivos y el número de evaluaciones o subobjetivos presentados anteriormente vertebran la estructura de esta publicación, que se divide en apartados (correspondientes a los objetivos) y capítulos (correspondientes a las evaluaciones o subobjetivos individuales). En los siguientes capítulos de esta primera sección del libro se presenta una descripción general del marco metodológico desarrollado para alcanzar el objetivo general del estudio, junto con un mapa de las metodologías desarrolladas para llevar a cabo las diferentes evaluaciones y cómo se integran para proporcionar una evaluación holística y resultados interdisciplinarios. La última sección ofrece una serie de conclusiones, recomendaciones y lecciones aprendidas del estudio que aspiran a ser de utilidad para los gestores del agua y las partes interesadas de la región.

4. REFERENCIAS

CHD (2013). *Informe sobre zonificación de las masas de agua subterránea Tordesillas, Los Arenales, Medina del Campo y Tierra del Vino y propuesta de otorgamiento de concesiones y autorizaciones en dichas masas*. 46 pp.





CAPÍTULO 2

Enfoque metodológico desarrollado en el proyecto NAIAD



AUTORES

Elena López Gunn¹, Beatriz Mayor¹, Nora Van Caughwenberg²,
Mónica Altamirano³, Laura Basco³, Carlos Marcos⁴, Pedro Zorrilla¹,
Miguel Llorente⁵, Javier Heredia⁵, África de la Hera⁵,
Marisol Manzano⁶, Javier Calatrava⁶.

¹ ICATALIST

² UNESCO-IHE

³ Deltares

⁴ Confederación Hidrográfica del Duero (CHD)

⁵ Instituto Geológico Minero de España, IGME

⁶ Universidad Politécnica de Cartagena, UPCT



RESUMEN

Este capítulo presenta el marco conceptual y la metodología desarrollados dentro del **proyecto NAIAD H2020**, que ha sido aplicado al caso de estudio de Medina del Campo y presentado en este libro. El marco conceptual NAIAD se basa en el concepto de “Esquemas de garantía natural” o NAS, y su capacidad para generar protección contra los riesgos relacionados con el clima. El marco metodológico desarrollado en NAIAD y adaptado al caso de Medina del Campo está compuesto por una secuencia de evaluaciones multidimensionales e interdisciplinarias que cubren todos los aspectos relacionados con el diseño, evaluación de desempeño, impacto y requisitos para la implementación (incluyendo barreras) de Natural Assurance. Esquemas que consisten en estrategias que combinan diferentes SBN y medidas de gestión para abordar el riesgo de sequía y la sobreexplotación de los acuíferos. Estos pasos incluyen lo siguiente: 1) marco de modelado personalizado para describir el comportamiento biofísico del sistema acuífero y simular el riesgo, 2) un análisis de percepción del riesgo social, 3) un análisis económico de los costes y beneficios de las estrategias propuestas, 4) una integración de resultados de modelado, 5) identificación de modelos de negocio.

PALABRAS CLAVE:

- *metodología*
- *modelización*
- *planificación adaptativa*
- *participación de actores interesados*
- *esquemas de seguro natural*



1. DESCRIPCIÓN DEL MARCO METODOLÓGICO EN MEDINA DEL CAMPO

El estudio de caso de Medina del Campo se ha desarrollado siguiendo el marco metodológico general desarrollado por el proyecto H2020 NAIAD financiado por la Comisión Europea, para evaluar y cuantificar el papel de las SBN para abordar los riesgos relacionados con el clima. Posteriormente, esta metodología se ha adaptado ligeramente a las condiciones particulares de la Medina del Campo y al conjunto de objetivos definidos en el capítulo.

2. CONCEPTUALIZACIÓN Y MARCO METODOLÓGICO DE NAIAD

El marco conceptual NAIAD se basa en el concepto de “Esquemas de garantía natural” o NAS, y su capacidad para generar protección contra los riesgos relacionados con el clima. El concepto de NAS se basa en sí mismo en el concepto de valor de garantía natural, definido como la reducción de los riesgos que los sistemas naturales pueden producir y los beneficios asociados (Van der Keur et al., 2020). Los “Esquemas de garantía natural” (NAS) aprovechan el potencial que tienen los ecosistemas para reducir los costos de los daños al mitigar los riesgos relacionados con el agua, en particular las inundaciones y las sequías provocadas por el cambio climático, y aumentan la resiliencia de la sociedad. Los esquemas de aseguramiento natural se enmarcan, por lo tanto, bajo el concepto de servicios de los ecosistemas, es decir, los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas, implementados como soluciones basadas en la naturaleza (SBN) para la reducción de riesgos y los co-beneficios que los acompañan (Van der keur et al., 2020).

En general, los servicios de los ecosistemas incluyen servicios de aprovisionamiento como alimentos, agua, madera y fibra; regular los servicios que afectan el clima, las inundaciones, las enfermedades, los desechos y la calidad del agua; servicios culturales que brindan beneficios recreativos, estéticos y espirituales; y servicios de apoyo como la formación del suelo, la fotosíntesis y el ciclo de nutrientes. Burkhard y col. (2012), definen los servicios ecosistémicos como el flujo de materiales, energía e información de las existencias de capital natural, que se combinan con los servicios de capital humano y manufacturado para producir bienestar humano, lo que otorga centralidad al concepto de capital natural para el bienestar humano.

El marco metodológico desarrollado en NAIAD y adaptado al caso de Medina del Campo está compuesto por una secuencia de evaluaciones multidimensionales e interdisciplinarias que cubren todos los aspectos relacionados con el diseño, evaluación de desempeño, impacto y requisitos para la implementación (incluyendo barreras) de Natural Assurance. Esquemas que consisten en estrategias que combinan diferentes SBN y medidas de gestión para abordar el riesgo de sequía y la sobreexplotación de los acuíferos. Los diferentes pasos que componen los marcos metodológicos se muestran en la (Figura 2.1) y responden a los objetivos planteados en el capítulo 1.





Figura 2.1. Marco metodológico de NAIAD

3. MARCO DE MODELIZACIÓN PARA EL CASO DE LA MASA DE AGUA SUBTERRÁNEA DE MEDINA DEL CAMPO

El enfoque adoptado para abordar la modelización de riesgos en el acuífero consiste en trabajar a dos escalas diferentes.

- **Escala regional o acuífera.** Se han desarrollado varios modelos para describir la dinámica de los acuíferos en diferentes dimensiones, incluidas las biofísicas (flujos y distribución de aguas superficiales y subterráneas), económicas y sociales (a través de modelos basados en agentes).
- **Escala local para sitios estratégicos.** Se ha desarrollado un modelo hidrogeológico particular a escala local con el fin de evaluar con mayor detalle los efectos hidrogeológicos de la implementación de la medida de Recarga de Acuíferos Administrados (MAR). Este modelo se enfoca en los sitios específicos donde se han implementado otras acciones de recarga de acuíferos en el pasado, incluido el sitio seleccionado para implementar Medina MAR NBS.

Este enfoque nos permitirá evaluar el riesgo a escala del acuífero y los efectos asociados a la implementación de SBN seleccionadas en el cuerpo de agua subterránea de Medina del Campo, tanto a nivel regional como del sistema hidrogeológico. El marco de modelado aplicado en la demostración de Medina del Campo se compone de los siguientes enfoques de modelado.

1) Modelado biofísico. El modelado biofísico se ha centrado en las condiciones hidrológicas, climáticas y del ecosistema del acuífero y las áreas circundantes y se ha llevado a cabo a dos escalas.

- **Escala regional o acuífera.** Las condiciones hidrológicas de las aguas superficiales y subterráneas se han simulado mediante un modelo de asignación de aguas superficiales, un modelo de hidrología superficial y un modelo de aguas subterráneas. Las condiciones de los ecosistemas y los servicios de los ecosistemas asociados se han descrito mediante evaluaciones de los servicios de los ecosistemas de aguas subterráneas y de los servicios de los ecosistemas de humedales.
- **Escala local para sitios estratégicos.** Se ha desarrollado un modelo hidrogeológico particular a escala local con el fin de evaluar con mayor detalle los efectos hidrogeológicos de la implementación de la medida de Recarga de Acuíferos Administrados (MAR). Este modelo se enfoca en los sitios específicos donde se han implementado otras acciones de recarga de acuíferos en el pasado, incluido el sitio seleccionado para implementar Medina MAR NBS.

2) Modelo económico regional. Este modelo simula la dinámica de una serie de indicadores económicos y sociales que tienen la disponibilidad de agua como el principal factor limitante para la producción regional. La dinámica económica regional modelada estará relacionada con las proyecciones macroeconómicas a nivel nacional, estas últimas sirviendo como condiciones de frontera para el modelo regional.

3) Modelo basado en agentes y análisis de redes sociales, cuyo objetivo es modelar y analizar la compleja red de interacciones entre los diferentes agentes de decisión, y simular la forma en que las diferentes decisiones y acciones interactúan entre sí.

4) Metamodelo para toma de decisiones multicriterio y evaluación de estrategias NBS. Este modelo ha sido desarrollado como una herramienta para combinar indicadores biofísicos, económicos y sociales resultantes de los modelos antes mencionados y realizar un tipo de análisis multicriterio de medidas y estrategias.

5) Modelo de dinámica de sistemas. El modelo SD se está utilizando como metamodelo para simular el comportamiento de los modelos biofísico, social y económico con el fin de conectar datos físicos, socioeconómicos y climáticos. El modelo SD se ha construido aplicando el modelo participativo o el enfoque de construcción de modelos grupales.

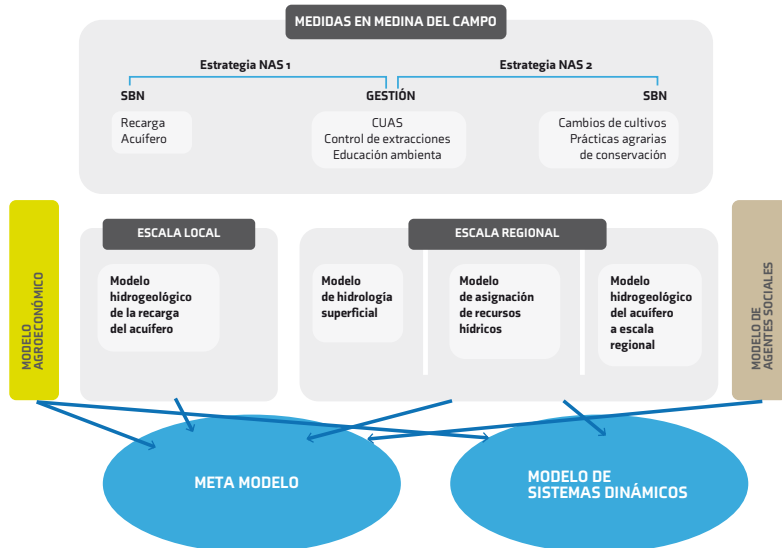


Figura 2.2. Marco de modelado para el caso de Medina del Campo

4. PLANIFICACIÓN ADAPTATIVA

Para gestionar las incertidumbres y abordar las barreras para la integración de las SBN en la planificación de la adaptación climática, se adoptó un proceso de planificación e implementación participativo y adaptativo. La planificación adaptativa participativa, o PAP (ver [figura 2.3](#)) es un enfoque que busca un prólogo para la reducción de riesgos, que se basa en la planificación estratégica común a la gestión de los recursos hídricos.

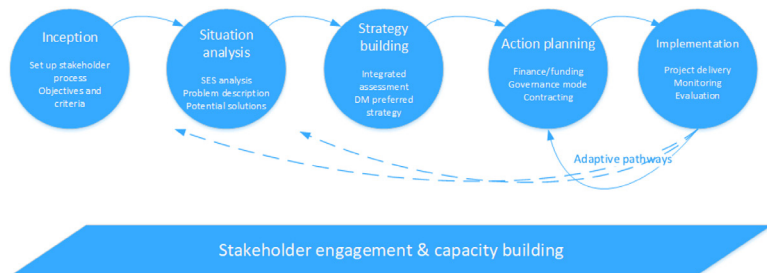


Figura 2.3. Proceso de planificación adaptativa participativa adaptado de (Loucks & van Beek, 2017) y (Haasnoot et al., 2013)

Al ser adaptable, PAP proporciona un enfoque flexible para manejar las incertidumbres inherentes a las SBN (para una discusión completa sobre las incertidumbres, ver Dourojeanni, 2019), con la idea de que manejar las incertidumbres es más importante que reducirlas (p. Ej., Walker et al. 2001, 2013, Garmestani Y Benson, 2013). Lo hace predefiniendo una serie de planes de acción alternativos que se activan cuando se alcanzan los puntos de inflexión, que son puntos en los que las acciones ya no rinden satisfactoriamente en relación con sus objetivos. El enfoque es explícitamente participativo, proporcionando la participación de las partes interesadas desde la visión hasta la implementación (por ejemplo, Van Cauwenbergh et al., 2018, Giordano et al., 2019, Mayor et al., 2019, etc.).

La introducción de flexibilidad en la planificación de las SBN para la adaptación climática a través del marco del PAP y los planes de implementación e inversión resultantes requiere una facilitación y capacitación cuidadosas, evidencia confiable, una definición clara de indicadores y su monitoreo, así como un marco regulatorio apropiado.

5. PROCESO DE PARTICIPACIÓN DE ACTORES INTERESADOS

El enfoque NAIAD coloca a las partes interesadas en el centro del proceso de desarrollo, como agentes que sufren directamente el problema y tienen la capacidad de apropiarse del diseño y promoción de soluciones. El desarrollo de indicadores, escenarios y estrategias del Esquema de Garantía Natural (NAS) se realizó siguiendo un enfoque participativo para involucrar a todas las partes interesadas relevantes en un proceso de codiseño. El proceso participativo en la demostración de Medina del Campo se llevó a cabo a través de una serie de fases iterativas de entrevistas y talleres con los grupos de interés más relevantes, incluidos los gestores del agua (CHD), el gobierno regional y municipal (Junta de Castilla y León y Municipios), agricultores y asociaciones de agricultores (UCCL, AVAC, etc.), universidades, ONG y sector asegurador (Agroseguros, CCS). Estas actividades se desarrollaron en fases iterativas, cada una basada en los resultados de la fase anterior y con el objetivo de avanzar en la definición y validación de los elementos necesarios para el modelado y las diferentes evaluaciones. La metodología para las entrevistas abarcó tanto entrevistas semiestructuradas con las partes interesadas clave durante las fases 1 y 2, como una clasificación estructurada para la evaluación cualitativa de los beneficios colaterales. Se realizaron un total de cuatro talleres, aplicando varias metodologías participativas para el co-diseño y validación de los modelos - que abarcan mapeo cognitivo difuso, modelado basado en agentes y análisis de redes sociales -, estrategias de SBN e indicadores de evaluación. Además, se organizó una sesión cerrada específica para el codiseño a medida del metamodelo, en la que participaron solo las partes interesadas específicas que se visualizan como usuarios potenciales del modelo, es decir, técnicos del agua y de las administraciones gubernamentales regionales. Los resultados de las entrevistas y talleres se utilizaron para desarrollar y validar algunos de los modelos, así como para el diseño y evaluación de estrategias y escenarios de SBN. También se envió a los participantes un resumen fácil de leer de los resultados y conclusiones del taller como recompensa por su participación y con el objetivo de mantener su interés y compromiso en las próximas fases.





Figura 2.4. Participantes del primer taller de demostración de Medina en enero de 2018

6. REFERENCIAS

Burkhard, B., de Groot, R., Costanza, R., Seppelt, R., Jørgensen, S.E. and Potschin, M. (2012). *Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services*. Ecological Indicators 21, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.008>

Garmestani, A. S., & Benson, M. H. (2013). *A framework for resilience-based governance of social-ecological systems*. Ecology and Society. <https://doi.org/10.5751/ES-05180-180109>

Haasnoot, Marjolijn, Kwakkel, J. H., Walker, W. E., & ter Maat, J. (2013). *Dynamic adaptive policy pathways: A method for crafting robust decisions for a deeply uncertain world*. Global Environmental Change. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.12.006>

Mayor, B. et al. (2017). *Guidelines for the application of the NAS canvas to NBS strategies*. EU Horizon 2020 NAIAD Project, Grant Agreement N° 730497.

Van Cauwenbergh, N., Ballester Ciuró, A., & Ahlers, R. (2018). *Participatory processes and support tools for planning in complex dynamic environments: A case study on web-GIS based participatory water resources planning in Almería, Spain*. Ecology and Society, 23(2). <https://doi.org/10.5751/ES-09987-230202>

Van der Keur, P., E., Van Cauwenbergh, N., Lopez Gunn, E., Godinez Madrigal, Jonatan, Le Coent, P., Giordano, R. (2021 in press). *Concepts in Water Security, Natural Assurance Schemes and Nature-Based Solutions*. Chapter 1 in: Lopez Gunn, E., P. Van der Keur, N. Van Cauwenbergh, L. Coent and R. Giordano (eds.). Greening Water risks: natural assurance schemes, Springer, Series on water security.

Walker, W. E., Haasnoot, M., & Kwakkel, J. H. (2013). *Adapt or perish: A review of planning approaches for adaptation under deep uncertainty*. Sustainability (Switzerland). <https://doi.org/10.3390/su5030955>

Walker, W. E., Rahman, S. A., & Cave, J. (2001). *Adaptive policies, policy analysis, and policy-making*. European Journal of Operational Research. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(00\)00071-0](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(00)00071-0)



CAPÍTULO 3

Marco político e indicadores para la adaptación basada en la naturaleza



AUTORES

Nora Van Cauwenbergh¹, Elena Lopez-Gunn²,
Semina Kafle¹, Laura Vay².

¹ IHE Delft, UNESCO Institute for Water Education, the Netherlands

² ICATALIST

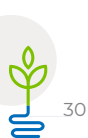


RESUMEN

Las inundaciones y sequías se gestionan en diferentes escalas (urbana, de cuenca fluvial, nacional, Unión Europea) a través de una miríada de planes y marcos regulatorios. Las soluciones basadas en la naturaleza (SBN) se promueven como una solución innovadora para abordar estos problemas y, al mismo tiempo, proporcionar una serie de otros beneficios. En este capítulo argumentamos que se necesita evidencia para respaldar la integración de las SBN y que ésta debe estar conectada con la política y las necesidades locales. Proponemos un enfoque basado en indicadores para la toma de decisiones de múltiples partes interesadas que proporciona esta evidencia y se centra en la rentabilidad de las SBN frente a las soluciones grises. Tomando las políticas y las necesidades de la comunidad como punto de partida, los indicadores se definen en el ámbito biofísico, económico y social. La identificación de indicadores se basa en un análisis de políticas intersectoriales, así como en un análisis participativo del contexto. Identificamos la Directiva Marco del Agua, la Directiva sobre Inundaciones, la Política Agraria Común, la estrategia de adaptación climática, la estrategia de biodiversidad y los planes de gestión de la sequía como políticas clave que fomentan las oportunidades para la implementación de las SBN. Además, se abordan las necesidades locales, como la seguridad laboral y las preocupaciones por la emigración. Este capítulo proporciona reflexiones metodológicas sobre el enfoque de planificación participativa basada en indicadores y analiza experiencias con indicadores en el caso de Medina.

PALABRAS CLAVE:

- *adaptación climática*
- *indicadores,*
- *soluciones basadas en la naturaleza*
- *planificación participativa*
- *política del agua.*



1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Las inundaciones y sequías se gestionan a todas las escalas (urbana, de cuenca hidrográfica, nacional, Unión Europea) a través de una gran variedad de planes y marcos regulatorios. El cambio climático está aumentando la frecuencia e intensidad de las inundaciones y sequías, así como otros peligros relacionados con el clima, como tormentas y deslizamientos de tierra, aumento del nivel del mar y olas de calor. Las soluciones basadas en la naturaleza (SBN) se promueven como una solución innovadora para abordar estos problemas y, al mismo tiempo, proporcionar una serie de beneficios adicionales. Entre los múltiples beneficios atribuidos a las SBN se encuentran la reducción de la escorrentía, la protección contra la erosión, la mejora de la biodiversidad, el control de la contaminación y la temperatura, las comodidades, el valor estético, la mejora de la calidad de la gobernanza, la creación de empleo, etc., según Raymond et al., 2017. Como tal, el enfoque basado en SBN se ha desarrollado como un concepto general que integra el conocimiento de diferentes dominios (investigación científica, políticas, prácticas, etc.) para abordar los desafíos sociales (Markkanen & Anger-Kraavi, 2019), al tiempo que se enfoca en los servicios de los ecosistemas para generar múltiples beneficios de las intervenciones.

Sin embargo, existen varias barreras para la implementación de estas medidas. Estas barreras pueden clasificarse en cuatro grupos: (1) barreras institucionales y regulatorias, (2) ausencia de una evaluación clara del desempeño de las SBN, (3) financiación y barreras financieras y (4) barreras de conocimiento y aceptación (Van Cauwenbergh et al., 2020).

Para apoyar la integración / implementación de las SBN, sus contribuciones a las necesidades sociopolíticas deben hacerse explícitas. Es necesario comprender los marcos de políticas a diferentes escalas para integrar las SBN en el contexto de gobernanza existente e identificar dónde existen barreras regulatorias. Esto incluye comprender las necesidades locales y las condiciones específicas del contexto y mostrar cómo las SBN contribuyen a abordar esas necesidades. Esto se puede hacer mediante la generación de evidencias en forma de indicadores. Para abordar aún más la barrera de la falta de conocimiento y las barreras de aceptación, es importante que la definición y el uso de indicadores se diseñen como un proceso de aprendizaje entre los actores.

En el contexto de las SBN para la reducción del riesgo, es importante mostrar el vínculo de las SBN con la reducción y gestión del riesgo de desastres, los servicios de los ecosistemas y el valor de seguro o asegurador proporcionado por las SBN (ver capítulo 13). Si bien se están documentando cada vez más evidencias del efecto de las SBN en la reducción del riesgo (por ejemplo Reguero et al., 2018; Sahani et al., 2019; The World Bank, 2017), las políticas e instituciones que se ocupan de estos problemas aún están en gran parte desconectadas.

Con el objetivo de reducir el riesgo de inundaciones y sequías mediante la implementación de SBN, y considerando las múltiples barreras para la implementación de las mismas, la investigación del



proyecto NAIAD ha tomado como uno de sus objetivos el generar evidencia del desempeño de SBN, orientado hacia el desarrollo de planes de implementación e inversión para adaptación al cambio climático. En el centro de estos planes de inversión y adaptación radica un argumento a favor de la rentabilidad de las SBN para hacer frente a los riesgos relacionados con el clima, en comparación con la infraestructura tradicional o gris. Pero para que estos planes ganen terreno, también es fundamental comprender los antecedentes de los planes y procesos de planificación existentes y sus políticas relacionadas.

Por lo tanto, este capítulo tiene como objetivo desglosar la noción de rentabilidad para los múltiples beneficios de las SBN. Para ello, primero se presentan las disciplinas y políticas clave que contribuyen a la adaptación climática basada en la naturaleza. A continuación se relacionan con la noción de rentabilidad de las SBN, y se discute cómo se puede evaluar la rentabilidad. Finalmente, se propone una metodología para la definición y el uso de indicadores para avanzar en la evidencia sobre la rentabilidad que respalda la integración de las SBN en los planes de inversión y adaptación climática, lo cuales están conectados directamente a los programas de políticas existentes, o indirectamente impulsados por los actores institucionales y las necesidades de inversión local.

1.1 METODOLOGÍAS DE EVALUACIÓN BASADAS EN INDICADORES

La generación de evidencia sobre el desempeño y contribución de las SBN se puede realizar a través de varios tipos de evaluación. La más conocida es la evaluación de costes y beneficios. La evaluación y el análisis de los costes y beneficios proporcionados por cualquier medida han sido la base de comparación y selección de medidas en el proceso de planificación a diferentes escalas (nacional, regional, municipal, de cuenca, etc.). Por lo tanto, se afirma que es vital analizar el coste y el beneficio del proyecto para reducir la compensación; y también para lograr una meta que proteja el medio ambiente al tiempo que se logra el desarrollo social y económico. Existen una variedad de metodologías (análisis coste-beneficio, análisis multicriterio, evaluación del ciclo de vida, evaluación de la rentabilidad, etc.) para calcular el coste-beneficio de cualquier intervención, que se espera que sean de utilidad para ayudar en la toma de decisiones. El análisis coste-beneficio valora todos los costes y beneficios de una posible intervención convirtiéndolos en una unidad monetaria simple en términos de Valor Actual Neto (Saarikoski et al., 2016). Esta valoración económica ayuda a los tomadores de decisiones a asignar los recursos de manera más eficiente (Hanley, 2001). Jacobs et al., 2016 destacan la necesidad de una valoración integrada de la naturaleza donde se reconozcan diferentes roles de la naturaleza en lugar de depender de un enfoque de valor monetario único. Agrega, además, que estas integraciones están en consonancia con el uso sostenible de los recursos naturales, contribuyendo al objetivo de desarrollo sostenible y la justicia social.

Otras herramientas de valoración, por ejemplo, la evaluación del ciclo de vida (LCA), la evaluación de cost-efectividad o coste-eficacia (CEA), o el análisis multicriterio (MCA) también se han utilizado en

la evaluación de los servicios de los ecosistemas. Entre todas estas herramientas de valoración, el análisis multicriterio es reconocido por su exhaustividad para incluir todos los costes o beneficios, mediante el análisis de los servicios de los ecosistemas con base en múltiples criterios y su clasificación (Kiker et al., 2005). Se cree que este método proporciona una base para las interacciones entre factores ambientales, económicos y sociopolíticos que existen en el proceso de toma de decisiones (Saarikoski et al., 2016). Sin embargo, es también es criticado por ser subjetivo durante la selección de alternativas.

1.2 COSTE-EFICACIA

Si bien existen muchos métodos de evaluación de SBN, ha habido muy poca evidencia sobre cómo éstos contribuyen la integración de las SBN en los planes de adaptación al cambio climático, así como en planes de inundaciones y sequías (Kafle, 2020). El objetivo de este capítulo es contribuir a la creación de dicha evidencia, centrándose particularmente en el papel del análisis de coste-eficacia basado en indicadores para la integración de las SBN. Dada la existencia de una sección obligatoria sobre rentabilidad en la Directiva Marco del Agua (DMA)(Berbel et al., 2011) y el apoyo político internacional manifestado por, por ejemplo, El Banco Mundial y los Ministros de Finanzas del G20 (Banco Mundial, 2019; Deutz & Kuhlow, 2019), consideramos que explorar el coste-eficacia de las SBN es crítico.

El coste-eficacia se define como
“el grado en que algo es eficaz o productivo en relación con su coste”
(diccionario de Oxford)

Y se considera que algo es rentable cuando “tiene un buen valor, donde los beneficios y el uso valen al menos lo que se paga por ellos”. De manera similar al análisis de coste-beneficio más extendido, el análisis de coste-efectividad o CEA compara los costes y resultados de un proyecto o intervención. Sin embargo, en el CEA no se requiere expresar todos los resultados en unidades monetarias, como es el caso en el CBA, ofreciendo más flexibilidad para evaluar los resultados que no se monetizan fácilmente. La DMA prescribe el CEA como una herramienta económica para la minimización de costes a la hora de formular programas de medidas a implementar en las cuencas hidrográficas europeas.

1.3 INDICADORES DE DESEMPEÑO DE LAS SBN

Los indicadores son variables de cualquier tipo que pueden evaluarse para medir el cumplimiento de un objetivo. En la planificación de los recursos hídricos, generalmente se formulan varios objetivos. Como se mencionó anteriormente, estos objetivos pueden ser cumplir con los requisitos de las po-



líticas, abordar las necesidades locales y, en el contexto de esta investigación, reducir los riesgos de inundaciones y sequías. Es difícil seleccionar un marco de indicadores apropiado para la evaluación del coste-eficacia de las SBNs. En general, los marcos de indicadores utilizados en la gestión de recursos naturales son criticados con frecuencia. Van Cauwenbergh (2008) discute cómo a menudo se encuentra que son 1) listas de variables demasiado largas y arbitrarias, desarrolladas sin una justificación subyacente clara y / o 2) ineficaces para apoyar el proceso de gestión porque son inadecuados y carecen de significado relevante para las partes interesadas involucradas. Para superar estas deficiencias, se deben desarrollar indicadores que proporcionen una descripción suficientemente completa de la sostenibilidad del sistema basada en una justificación prescrita y, al mismo tiempo, proporcionen información sobre las cuestiones relevantes para los actores del sistema.

Este capítulo presenta una metodología para realizar un análisis de referencia sobre las bases institucionales para la evaluación y gestión de riesgos en el acuífero de Medina, al tiempo que explora el vínculo entre la reducción del riesgo de desastres, la integración de los servicios de los ecosistemas y el valor asegurador de los ecosistemas. La hipótesis de partida es que, hasta la fecha, no existen vínculos claros entre estos tres temas; y el impacto de los servicios que proporcionan las SBN para la reducción de riesgos no se cuantifican fácilmente sin un marco institucional adecuado que lo respalde. El objetivo es explorar el coste-eficacia de las políticas vigentes, centrándose en las intervenciones y medidas que proponen. El razonamiento subyacente es que cuando el coste-eficacia de las medidas se puede estimar para evaluar el efecto, no solo en el propio objetivo de la política, sino en general en el riesgo y los servicios de los ecosistemas, el vínculo con los seguros pasa de implícito a cuantificable. Para ello, son necesarios indicadores relativos a los principales objetivos de la política, así como indicadores que hagan referencia al riesgo y los servicios de los ecosistemas.

Las preguntas clave de este capítulo son, por tanto: 1) ¿podemos poner en práctica la contribución de las SBN a los objetivos de las políticas? Y 2) ¿cómo puede contribuir la planificación multinivel, y los análisis políticos e institucionales a la implementación de las SBN?

2. DESCRIPCIÓN DE LA METODOLOGÍA

Esta sección primero presentará el método para el análisis institucional y de políticas, necesario para identificar los requisitos de las políticas que pueden proporcionar palancas o barreras para la adopción de SBN para la gestión de inundaciones y sequías. En segundo lugar, la evaluación de la eficacia de las SBN se operacionaliza mediante la definición de una serie de indicadores biofísicos, económicos y sociales. Estos indicadores deben cumplir una serie de requisitos y son el resultado de un enfoque combinado de arriba hacia abajo (diseño por los investigadores) y de abajo hacia arriba (propuesta por los actores locales) para proporcionar un conjunto de indicadores que sean relevantes para las políticas y reflejen los intereses y necesidades locales. En la tercera sección se analiza cómo



se utilizan estos indicadores a través de un proceso de planificación participativa para proporcionar información sobre la rentabilidad de las medidas y facilitar la formulación de planes de inversión.

2.1 EVALUACIÓN DEL MARCO DE POLÍTICAS MULTIDISCIPLINARES Y MULTISECTORIALES Y EVALUACIÓN DE LAS NECESIDADES LOCALES

El análisis comienza con la identificación de impulsores y barreras para la adaptación climática desde la perspectiva de las políticas y el contexto local. Dada la importancia de las políticas para crear un entorno propicio para las SBN en la gestión de inundaciones y sequías, el primer paso fue un análisis en profundidad de las políticas relevantes y el grado en que permiten o no el uso de las SBN. Además, se analizó el contexto local y se entrevistó a las partes interesadas para identificar las necesidades y preocupaciones clave que pueden actuar como una barrera o un motor para la implementación de las SBN.

En una primera instancia, las políticas internacionales y de la UE se mapearon en términos de (1) status quo actual, (2) barreras e incentivos (incluyendo si existe un marco de coste-efectividad para incentivar la adopción de políticas y regulaciones, o cualquier mecanismo que permita la implementación o efectividad de las políticas) y (3) nuevas direcciones y tendencias. Seguidamente, una vez evaluados diferentes escenarios de políticas, se situaron en un gráfico de acuerdo a su cercanía a la generalización de los servicios ecosistémicos, donde los Servicios Ecosistémicos y el Riesgo constituían los ejes. Esto ayuda a comprender hasta qué punto incentivarán o no las SBN.

Además, se realizó un análisis de políticas a nivel nacional y regional, para identificar políticas y marcos regulatorios adicionales que pueden ser fundamentales en la implementación de las SBN. El siguiente paso fue explorar cómo se definen y evalúan los riesgos en España, qué roles tienen los diferentes actores para la evaluación y reducción de los riesgos, y qué incentivos brindan los diferentes entornos institucionales para la generalización del valor asegurador de los ecosistemas. El foco está en la sequía, las inundaciones y los diferentes incentivos institucionales que se aplican a nivel nacional que afectarán la potencial implementación de las SBN en Medina del Campo y su valor asegurador.

2.2 DEFINICIÓN DE INDICADORES – DERIVADOS DE LA POLÍTICA Y DEL CONTEXTO LOCAL

Para definir y seleccionar indicadores clave para evaluar la rentabilidad de las SBN, se utilizó un enfoque mixto basado en expertos y participativo como se esquematiza en la [figura 3.1](#). Con este enfoque, parte de los indicadores provienen de políticas (incluido el análisis de qué políticas son relevantes, como DF, DMA y PAC), mientras que otros provienen de factores / necesidades de intereses que dependen del contexto.

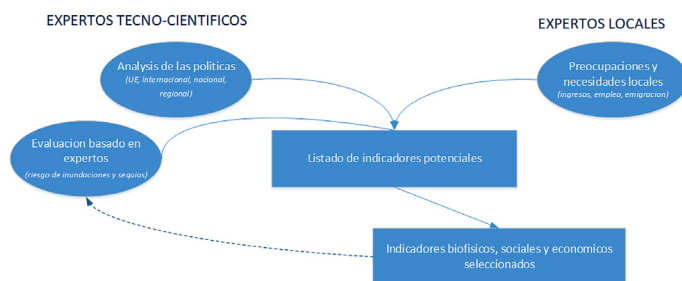


Figura 3.1. Enfoque de definición de indicadores: relación con el análisis de políticas, la evaluación de riesgos y las necesidades locales.

Los indicadores se derivan de evaluaciones en 3 dominios: biofísico (por ejemplo, capítulos 5 a 12), social (por ejemplo, capítulo 14) y económico (por ejemplo, capítulo 11). El objetivo de los indicadores es facilitar la evaluación del impacto de las medidas realizadas en la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo (MASMC). Los indicadores se utilizan para evaluar el impacto del proyecto en el medio ambiente y el impacto socioeconómico en la economía y la población locales. Como primer paso, se define una larga lista de indicadores específicos en el contexto del estudio de caso del Acuífero de Medina del Campo, con las siguientes características:

- Fiable y robusto.
- Debe ser capaz de medir y expresar cada una de las variables del proyecto de forma sencilla y sistemática.
- Confirmar la adecuación de las medidas - cuestionar estas medidas - desarrollo de nuevas medidas.

De la lista larga, se puede seleccionar una lista más corta. La selección de indicadores idealmente debería ser parte del proceso participativo, ya que estos indicadores son fundamentales para la evaluación de las diferentes estrategias de gestión más adelante. El enfoque más común de juicio experto en el desarrollo de indicadores consiste en evaluar los indicadores candidatos utilizando un conjunto de propiedades que idealmente deberían cumplirse lo mejor posible. En este caso, se definió una larga lista de indicadores que luego serían validados por las partes interesadas en el primer taller del proceso participativo de acuerdo con el protocolo de participación de actores (ver Capítulo 2).

2.3 ENFOQUE DE PLANIFICACIÓN ADAPTATIVA PARTICIPATIVA BASADA EN INDICADORES

Los indicadores se utilizan en un enfoque de planificación adaptativa participativa para evaluar soluciones de gestión alternativas a los problemas de inundaciones y sequías en Medina, al tiempo que se abordan una serie de otras preocupaciones y necesidades. El enfoque de planificación adaptativa

participativa se describe en el capítulo 2 y se detalla más en el capítulo 17, y consta de una serie de etapas de decisión informada. Desde el inicio hasta el análisis de la situación, la construcción de estrategias, la planificación y la implementación de acciones, las partes interesadas y los tomadores de decisiones colaboran para comprender los problemas e identificar y comparar un conjunto de estrategias o medidas alternativas, utilizando indicadores predefinidos.

Nuestro enfoque se vincula con el enfoque de planificación participativa obligatorio en todos los estados miembros de la Unión Europea discutido por (Newig & Koontz, 2014). Como tal, aseguramos que el análisis y la discusión participativa, incluyendo los indicadores, pueden ser retomados en el proceso de planificación oficial de la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD).

Una parte importante del enfoque desarrollado fue crear una conversación entre los expertos nacionales e internacionales que realizaron evaluaciones detalladas de los aspectos biofísicos, sociales y económicos del acuífero de Medina, y los expertos y actores locales relevantes. Esta conversación permitió aterrizar los modelos, herramientas e indicadores utilizados a la situación real de la zona.

Al utilizar un enfoque participativo para movilizar evidencia sobre el desempeño de las SBN en el área de Medina del Campo, nuestro objetivo era fomentar la adopción e implementación de las SBN.

3. RESULTADOS

3.1 POLÍTICAS CLAVE Y MEDIDAS RELACIONADAS A NIVEL EUROPEO, ESPAÑOL Y REGIONAL

La lista de las directivas relevantes y el marco actual para la reducción y gestión del riesgo de desastres se detallan en Rica et al., 2018. Este capítulo, además de definir los mensajes de política central, reflexiona sobre el tipo de incentivos y reformas institucionales promovidas a nivel internacional que pueden influir sobre la integración e implementación de las SBN y el valor asegurador de los ecosistemas. Para ello, analiza en qué medida las políticas promueven o no los servicios ecosistémicos (SE) y si tienen un enfoque basado en el riesgo, como se muestra en la [Figura 3.1](#).

En España, la Ley de Aguas, publicada en 1985 y adaptada en varias ocasiones hasta su última revisión en junio de 2017, es la principal norma que regula las cuestiones relacionadas con el agua. El cambio climático, el desarrollo económico y la mejora medioambiental han impulsado las recientes reformas legislativas en materia de agua, así como la adaptación de la normativa a la DMA. Desde la aprobación de esta ley, el total de los recursos hídricos se consideran propiedad pública, si bien se permite su uso privado en el caso de disponer de derechos de agua otorgados con anterioridad a la aprobación de la ley en 1985.



La Ley de Aguas está desarrollada por el Reglamento de Dominio Público Hidráulico (RDPH). Estas normas también contemplan el régimen de propiedad y uso del agua, estableciendo un marco de derechos de agua, que incluye referencias a caudales ecológicos y regulaciones especiales en períodos de sequía.

El Plan Hidrológico Nacional (PHN) es el instrumento legal que establece los objetivos de la gestión del agua a nivel nacional, coordinando los intereses territoriales y los diferentes Planes Hidrológicos de Cuenca (PHC), que orientan la gestión del agua a nivel de cuenca hidrográfica. El PHN también da instrucciones sobre cómo prepararse y reaccionar ante sequías e inundaciones. Existe cierta controversia sobre el grado en que el PHN de 2001 integra las disposiciones de la DMA, ya que no conceptualiza explícitamente el proceso ecológico de los ríos (Rica et al., 2018).

A nivel de cuenca hidrográfica, los planes hidrológicos de cuenca, como toda la política hídrica española, están pasando lentamente del tradicional enfoque en las demandas urbanas y de riego, a un mayor énfasis sobre las preocupaciones ambientales y las cuestiones de gobernanza. En línea con la DMA, el objetivo pasa a ser mantener la función ecosistémica de los ríos, al tiempo que se promueve la recuperación de los costes y el análisis coste-eficacia de las acciones implementadas.

La Directiva de Inundaciones (2007/60/CE) también ha sido traspuesta a la legislación nacional española, y las confederaciones hidrográficas han debido elaborar planes de gestión del riesgo de inundaciones en coordinación con las autoridades nacionales de agua y protección civil. En estos planes, se incluyen mapas de riesgo de inundación y se consideran las medidas naturales de retención de agua y gestión de inundaciones como un medio para reducir el riesgo. Estas y otras medidas también están incluidas en la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos, que tiene como objetivo mejorar el estado ecológico de los ríos, con una mayor participación del público.



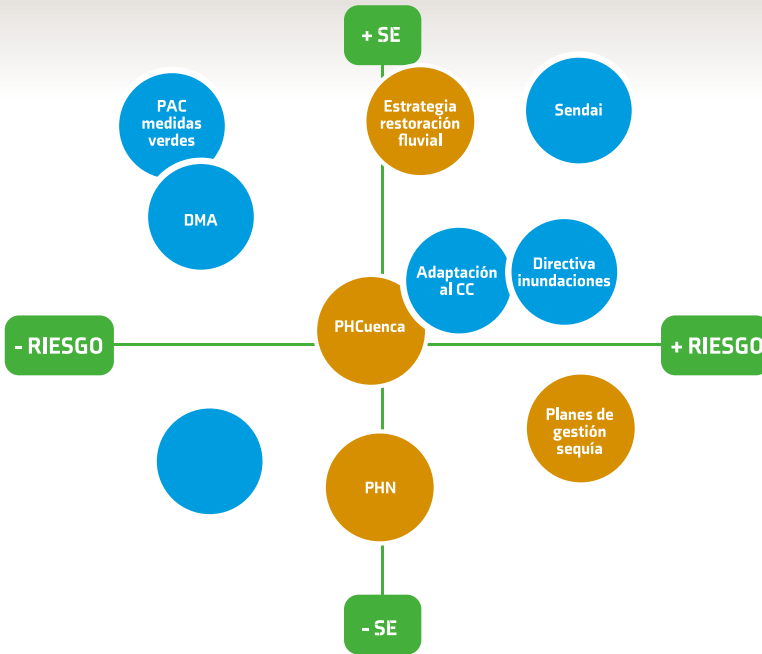


Figura 3.2. Marco de políticas internacionales y de la UE (azul), así como las políticas nacionales y de cuencas hidrográficas (naranja) de España en relación con la reducción de riesgos y los servicios de los ecosistemas.

Con respecto a las sequías, relevantes para el caso de Medina, los Planes Especiales de Gestión de Sequías fueron definidos a nivel de cuenca hidrográfica a partir de 2007, con una evaluación central de la severidad del riesgo hídrico y un sistema basado en indicadores con indicadores hidrológicos y meteorológicos.

Quizás aún más relevantes para el acuífero de Medina y su vasta área de producción agrícola son las medidas ecológicas derivadas de la Política Agraria Común (PAC). El sistema de pagos de la PAC es un incentivo para modificar el comportamiento de los agricultores hacia la aplicación de las SBN vinculando la ayuda de la PAC al cumplimiento de determinadas medidas o buenas prácticas medioambientales.

A partir del análisis de políticas a nivel nacional, regional y local (ver Rica et al., 2018 para un análisis detallado), se pueden ver oportunidades para la integración de las SBN, incentivadas por los numerosos planes de restauración de ríos y ecosistemas, medidas de ecologización sobre la PAC y movilización de fondos para la adaptación al cambio climático. Las administraciones españolas ya están empezando tímidamente a cambiar el enfoque hacia la prevención de riesgos y la conservación de

los ecosistemas en la gestión de los recursos hídricos. En Medina, las SBN contribuirán a lograr el “buen estado” de la MASMC según la DMA y la Directiva de Aguas Subterráneas. Las medidas de gestión y mitigación ya están propuestas por la CHD para lograr los objetivos ambientales que se establecieron en cumplimiento de la DMA.

3.2 INDICADORES PARA ABORDAR LA INCERTIDUMBRE Y HACER FRENTE A LA RESISTENCIA LOCAL Y POLÍTICA A LAS SBN

Si bien el marco de políticas a nivel nacional y regional muestra oportunidades para la implementación de las SBN en la MASMC, todavía existen barreras que superar. Las principales barreras son las siguientes:

- Alto nivel de incertidumbre. El impacto de las SBN, como la recarga del acuífero, es difícil de predecir debido a la complejidad y dificultad de modelar todos los componentes del balance hidrológico de todo el acuífero.
- Resistencia política a nivel local por motivos políticos y oposición de los residentes afectados. A nivel nacional, no se esperan resistencias políticas.

En el contexto de la gestión de la MASMC utilizando SBN, se identificaron indicadores para comprender y monitorear el impacto en el medio ambiente natural (por ejemplo, niveles de agua, servicios de los ecosistemas), la economía (por ejemplo, productividad de cultivos, precio del agua) y la sociedad (por ejemplo, creación de empleo, fijación de población) como se muestra en la *Tabla 3.1*.

BIOFÍSICOS



- Disponibilidad de agua: superficial y subterránea (m³/año)
- Calidad del agua disponible (concentraciones de arsénico y nitrato)
- Uso del agua (m³/año)
- Índice de biodiversidad (especies/m²)
- Agua utilizada por hectárea y tipo de cultivo, por productividad del cultivo y por población fijada (indicador agregado de tres categorías)
- Cambios en el nivel del agua subterránea (m/año)



 <p>ECONÓMICOS</p>	<ul style="list-style-type: none">• Productividad del agua ($\text{m}^3/\text{año}$)• Subsidio de la PAC condicionado a la eficiencia de riego ($\text{EUR}/\text{ha}/\text{m}^3$)• Eficiencia de riego ($\text{EUR}/\text{ha}/\text{m}^3$)• Uso de agua por habitante ($\text{m}^3/\text{habitante}/\text{año}$)• Precio del agua incluyendo el coste ecológico (EUR/m^3)• Precios justos para la producción agrícola ($\text{EUR}/\text{ha}/\text{m}^3$)
 <p>SOCIALES</p>	<ul style="list-style-type: none">• Poder adquisitivo en relación al precio del agua (Renta per cápita/precio del agua, EUR/EUR)• Empleos creados/mantenidos por m^3 de agua utilizada (jobs/m^3)• Bienestar social (Renta per cápita)• Número de empleos en la agricultura/tierra cultivada ($\text{empleos}/\text{ha}$)• Incidencia de la calidad del agua en la salud (% pacientes en relación al agua utilizada – por confirmar)

Tabla 3.1: Lista de indicadores biofísicos, económicos y sociales seleccionados en Medina

Se realizó una preselección de indicadores en base a las siguientes consideraciones:

- Indicadores definidos en los proyectos - Indicadores de seguimiento -
- Indicadores de resultados (KPI) cualitativos y cuantitativos del proyecto predefinidos - PLATAFORMA de indicadores clave de desempeño del proyecto LIFE IP Duero.
- Otros indicadores: específicos del área del acuífero de Medina.
- Indicadores definidos por el Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico (MITERD) -
- EC-DG IDT: Marco de evaluación de impacto de SBN: Indicadores Soluciones basadas en la naturaleza.

Los indicadores enumerados en la [tabla 3.1](#) se alinearon posteriormente con los indicadores provenientes del Marco de Evaluación de Impacto de SBN desarrollado por la DG RTD de la Comisión Europea. Estos últimos indicadores se estructuran en torno al cambio climático, la gestión del agua, la gestión de espacios verdes, la calidad del aire y los empleos verdes.

3.3 CÓMO SE HAN UTILIZADO LOS INDICADORES EN EL CASO DE MEDINA

Los indicadores se agruparon en tres categorías: indicadores de acción, indicadores de objetivos generales e indicadores de proyecto. El segundo tipo de indicadores son los que informan sobre la efectividad de las medidas (basadas en la naturaleza) en términos de alcanzar los objetivos predefinidos. Para los indicadores seleccionados, se elaboró una hoja de información que incluye lo siguiente: grupo de indicadores, ID, descripción, escala espacial y temporal, método de muestreo, unidad, método de cálculo, valores de referencia / umbral y fuente. Estas hojas fueron luego preparadas para su uso en el monitoreo y evaluación de las SBNs priorizadas e incluidas en estrategias seguro natural (NAS por sus siglas en inglés) para la MASMC. Finalmente, se establecieron condiciones de referencia para permitir la comparación antes y después de su implementación.

Los indicadores se utilizan tanto para evaluar como para comparar el rendimiento (simulado) de potenciales medidas e inversiones potenciales en el área. En este caso, los indicadores no se basan en observaciones de campo del impacto de las medidas, sino en resultados de modelos cuantitativos y cualitativos. Los indicadores se cuantifican utilizando una batería de métodos y herramientas que se detallan en los siguientes capítulos del libro. Para facilitar una evaluación general y comparación de medidas, se desarrolló un metamodelo (Capítulo 17), agrupando los diferentes tipos de evaluaciones en un panel de visualización y presentando una combinación de gráficos y mapas a diferentes tipos de agentes responsables de la gestión para comparar medidas. Un segundo uso de los indicadores es el seguimiento y la evaluación de las medidas, una vez implementadas.

Como tales, los indicadores están conectados al proceso de planificación participativa. Con el apoyo del metamodelo y los talleres participativos, los distintos grupos y agentes interesados pudieron comparar el impacto de diferentes intervenciones y ayudar a identificar medidas adicionales (por ejemplo, coordinación institucional) para integrar las SBN en una estrategia de gestión más amplia. Sin embargo, se necesitan más investigaciones para evaluar el uso de indicadores en la fase de seguimiento y evaluación de las medidas implementadas.

4. CONCLUSIONES

Este capítulo se propone discutir el uso de indicadores vinculados a múltiples objetivos de políticas y necesidades sociales en apoyo de la inclusión de SBN en los planes de gestión de riesgos de sequías e inundaciones y adaptación climática, en base a evidencias de su funcionamiento. Se ha empleado un enfoque combinado de arriba hacia abajo y de abajo hacia arriba para definir indicadores en el contexto del valor asegurador o de seguro de los ecosistemas. Este enfoque combinado solicita explícitamente el impulso a la implementación de SBN en una serie de políticas relacionadas con los riesgos del agua en múltiples niveles, así como en las necesidades locales específicas del contexto.

En el núcleo de los métodos de evaluación, como el análisis de coste-eficacia, se encuentran conjuntos de indicadores que permiten evaluar cualitativa o cuantitativamente los múltiples aspectos del desempeño de las SBN. Teniendo en cuenta el contexto de la reducción de riesgos ecológicos y la integración de las SBN, y antes de definir los propios indicadores, es necesario desentrañar la eficacia (eficaz para qué, quién, cuándo, etc). Si algo es eficaz o no, depende de los objetivos. Estos objetivos pueden ser sistémicos (mantener los servicios de los ecosistemas, por ejemplo, EKLIPSE) o específicos (por ejemplo, reducir el riesgo de inundaciones, realizar inversiones a prueba del clima). Los indicadores son impulsados por objetivos, dependiendo de los objetivos, se utilizarán diferentes criterios e indicadores relacionados para evaluar la efectividad de las intervenciones/inversiones de las SBN. Las políticas de la Unión Europea son una fuente de objetivos comunes entre los estados miembros y las SBN consideradas para su implementación. Sin embargo, los municipios y las regiones pueden tener diferentes objetivos. En esta investigación, se consideraron los siguientes objetivos: 1) reducción del riesgo hidrológico, 2) cumplimiento de la política de la Unión Europea/nacional/local, 3) necesidades/objetivos locales (a veces abordados como co-beneficios). También se puede argumentar que la creación de NAS implementables e intervenciones financiadas y modelos de negocio viables socio-institucionalmente es un objetivo en sí mismo. Los indicadores relacionados con estos diferentes objetivos son distintos entre sí.

El análisis del marco de políticas muestra oportunidades para la integración de las SBN, incentivadas por los crecientes planes de restauración de ríos y ecosistemas, medidas de ecologización de la PAC y fondos movilizados para la adaptación al cambio climático. Las administraciones españolas ya están empezando tímidamente a cambiar el enfoque hacia la prevención de riesgos y la conservación de los ecosistemas en la gestión de los recursos hídricos. Los indicadores definidos en el caso de Medina tenían como objetivo abordar algunas de las barreras de implementación relacionadas con la incertidumbre y la resistencia política. La difusión de indicadores en los dominios biofísico, social y económico, con un enfoque específico en los riesgos hidrológicos, permite evaluar el desempeño de las SBN y reducir así una parte sustancial de la incertidumbre. De hecho, los indicadores seleccionados en este caso aportan nueva información para conocer las consecuencias, costes y co-beneficios que puede tener el proyecto, así como posibles formas de financiación.

Por otro lado, la metodología propuesta para relacionar los indicadores específicamente con los requisitos de las políticas y las necesidades locales fomenta el impulso de las políticas y, al mismo tiempo, reduce la resistencia. Por ello se afirma que, en gran medida, la selección participativa y el uso de indicadores en un proceso de planificación, con suficiente atención a la capacitación, brinda oportunidades para reducir la resistencia contra la implementación de las SBN. El diseño de talleres participativos, a través de los cuales se puede ver, compartir y discutir todo el proceso de creación, aumenta la legitimidad social de los indicadores utilizados, porque se identifican en colaboración con los actores. Además, incorporar la definición del indicador en una serie de talleres permite a las partes interesadas familiarizarse con las oportunidades para la reducción de riesgos basada en SBN y los beneficios colaterales que contribuyen a abordar las necesidades locales. Sin embargo, es

importante que los indicadores sigan siendo parte de un programa de seguimiento y evaluación de mayor duración con disposiciones para la adaptación de las medidas implementadas en caso de que se encuentren resultados inesperados.

Finalmente, es importante reconocer que los indicadores se utilizan para diferentes propósitos: 1) para comparar y seleccionar las medidas más efectivas/de desempeño ex ante (principalmente desde el punto de vista del sistema), 2) para evaluar la efectividad ex post (en monitoreo y evaluación) y permitir cambios en un contexto de gobernanza adaptable, 3) certificar/formalizar inversiones y transferencias de riesgo-beneficio. Los indicadores utilizados no son necesariamente los mismos y la retroalimentación más amplia de las partes interesadas europeas en el marco de esta investigación señaló la necesidad de estandarización. Por lo tanto, la investigación y el desarrollo de políticas futuras deberían analizar la oportunidad de racionalizar algunos de estos indicadores en la Unión Europea, con la participación de socios clave de implementación y financiación, como el sector de los seguros y el Banco Europeo de Inversión.

6. REFERENCIAS

Berbel, J., Martín-Ortega, J., & Mesa, P. (2011). *A Cost-Effectiveness Analysis of Water-Saving Measures for the Water Framework Directive: The Case of the Guadalquivir River Basin in Southern Spain*. *Water Resources Management*. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9717-6>

Deutz, A., & Kuhlow, M. (2019). *Spending on nature would be the investment of a lifetime*. <https://www.nature.org/en-us/what-we-do/our-insights/perspectives/spending-on-nature-would-be-the-investment-of-a-lifetime/>

Hanley, N. (2001). *Cost-benefit analysis and environmental policymaking*. *Environment and Planning C: Government and Policy*. <https://doi.org/10.1068/c3s>

Jacobs, S., Dendoncker, N., Martín-López, B., Barton, D. N., Gomez-Baggethun, E., Boeraeve, F., McGrath, F. L., Vierikko, K., Geneletti, D., Sevecke, K. J., Pipart, N., Primmer, E., Mederly, P., Schmidt, S., Aragão, A., Baral, H., Bark, R. H., Briceno, T., Brogna, D., ... Washbourn, C. L. (2016). *A new valuation school: Integrating diverse values of nature in resource and land use decisions*. *Ecosystem Services*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.007>

Kafle, S. (2020). *Greening water resources plans with Nature-Based Solutions: the role of co-benefits and their assessment*. IHE Delft.

Kiker, G. A., Bridges, T. S., Varghese, A., Seager, P. T. P., & Linkov, I. (2005). *Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making*. In *Integrated environmental assessment and management*. https://doi.org/10.1897/IEAM_2004a-015.1

Markkanen, S., & Anger-Kraavi, A. (2019). *Social impacts of climate change mitigation policies and their impli-*

cations for inequality. Climate Policy. <https://doi.org/10.1080/14693062.2019.1596873>

Newig, J., & Koontz, T. M. (2014). *Multi-level governance, policy implementation and participation: The EU's mandated participatory planning approach to implementing environmental policy*. Journal of European Public Policy. <https://doi.org/10.1080/13501763.2013.834070>

Raymond, C. M., Frantzeskaki, N., Kabisch, N., Berry, P., Breil, M., Razvan Nita, M., Geneletti, D., & Calapetra, C. (2017). *A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas*. Environmental Science and Policy 77, 15–24.

Reguero, B. G., Beck, M. W., Bresch, D. N., Calil, J., & Meliane, I. (2018). *Comparing the cost effectiveness of nature-based and coastal adaptation: A case study from the Gulf Coast of the United States*. PLoS ONE. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192132>

Rica M., Marchal R., Zorrilla-Miras P., Piton, G., Nanu F., Groza I., Altamirano, M., Joyce J., Van Cauwenbergh, N., Lopez-Gunn, E. (2018). *Institutional analysis report: baseline analysis and policy recommendations*. EU H2020 NAIAD Project, Grant Agreement N° 730497.

Saarikoski, H., Mustajoki, J., Barton, D. N., Geneletti, D., Langemeyer, J., Gomez-Baggethun, E., Marttunen, M., Antunes, P., Keune, H., & Santos, R. (2016). *Multi-Criteria Decision Analysis and Cost-Benefit Analysis: Comparing alternative frameworks for integrated valuation of ecosystem services*. Ecosystem Services. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.014>

Sahani, J., Kumar, P., Debele, S., Spyrou, C., Loupis, M., Aragão, L., Porcù, F., Shah, M. A. R., & Di Sabatino, S. (2019). *Hydro-meteorological risk assessment methods and management by nature-based solutions*. In Science of the Total Environment. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133936>

The World Bank. (2017). *Implementing Nature-Based Flood Protection Principles and Implementation Guidance*. In Implementing Nature Based Flood Protection.

The World Bank. (2019). *Nature-based Solutions: a Cost-effective Approach for Disaster Risk and Water Resource Management*. <https://www.worldbank.org/en/topic/disasterriskmanagement/brief/nature-based-solutions-cost-effective-approach-for-disaster-risk-and-water-resource-management>.

Van Cauwenbergh, N., Dourojeanni, P., Mayor, B., Altamirano, M., Dartee, K., Basco-Carrera, L., Piton, G., Tacnet, JM., Manez, M., Lopez-Gunn, E. (2020). *Guidelines for the definition of implementation and investment plans for adaptation*. EU Horizon 2020 NAIAD Project, Grant Agreement N° 730497.

Van Cauwenbergh, N. (2008). *Expert and local knowledge for decision support in natural resource management: analysis of capture and use*. Unite de Genie Rural, Universite catholique de Louvain (UCL).



MEDIDAS
BASADAS
EN LA
NATURALEZA





CAPÍTULO 4

Descripción geológica 3D de la **Masa de Agua Subterránea** de Medina del Campo



AUTORES

Carlos Marín-Lechado¹; Julio López-Gutiérrez;
Ana Ruiz-Constán¹; Félix Rubio¹.

¹ Instituto Geológico Minero de España (IGME)



RESUMEN

Esta contribución resume la investigación geofísica realizada para caracterizar la masa de agua de Medina del Campo. El modelo 3D obtenido muestra la distribución de los sedimentos miocenos, paleógenos y cretácicos y la estructura del basamento paleozoico en este sector de la cuenca.

El modelo geológico 3D incluye cartografía geológica, sondeos eléctricos verticales, sondeos electromagnéticos en el dominio del tiempo y datos gravimétricos. Un aspecto metodológico importante de este trabajo es el uso de la modelización gravimétrica directa y la inversión gravimétrica 3D como herramientas principales.

El modelo geológico 3D revela que el subsuelo de la masa de agua de Medina del Campo no es homogéneo, sino que está constituido por depresiones y altos E-O a ENE-OSO. Las profundidades máximas del basamento se localizan en la parte SE de Medina del Campo y al sur de Valladolid, donde alcanzan valores de más de 2000 m de profundidad. En los alrededores de Medina del Campo, el basamento tiene una orientación E-O y alcanza unos 1000 m de profundidad. La unidad paleógena tiene un espesor sedimentario más constante en el centro de la cuenca con valores de aproximadamente 500 m, mientras que el Mioceno muestra mayores variaciones que alcanzan hasta los 1500 m de espesor.

PALABRAS CLAVE:

- *modelo geológico 3D,*
- *cuenca del Duero,*
- *inversión gravimétrica 3D,*
- *Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo*



1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

En el marco del proyecto europeo NAIAD H2020, el IGME ha construido un modelo geológico en 3D de la masa de agua subterránea de Medina del Campo (MASMC). El objetivo principal de este estudio es investigar la geometría del acuífero profundo y determinar las reservas de agua subterránea, así como una mejor comprensión del funcionamiento del sistema acuífero. El modelo 3D fue desarrollado utilizando el software Geomodeller que integra información geológica superficial, sondeos y prospección geofísica. Se aplicó una nueva metodología interesante relacionada con la inversión gravimétrica 3D, que permitió ajustar el modelo a los datos gravimétricos disponibles.

La distribución de rocas y sedimentos de la MASMC está formada por un basamento Varisco paleozoico de rocas metamórficas e ígneas (pizarras, cuarcitas, esquistos y granitos). En ese basamento se depositaron la Formación Utrillas, calizas y dolomitas del Cretácico Superior. Sobre ellos, se deposita de manera discordante el relleno sedimentario Cenozoico se deposita de manera discordante, en su mayoría constituido por sedimentos detríticos de sistemas de abanico aluvial (*Figura 4.1*).

2. METODOLOGÍAS

El proceso de construcción del modelo geológico se llevó a cabo en dos etapas. En una primera etapa, se construyó un modelo geológico 3D inicial a partir de los datos de la superficie y del subsuelo (Lajaunie et al., 1977; Calgano et al., 2008). Posteriormente, en la segunda fase, se realizó un modelado gravimétrico hacia adelante y una inversión gravimétrica 3D (Guillen et al., 2008).

Los datos geológicos y geofísicos utilizados como entrada para el modelo 3D inicial fueron los siguientes: mapas geológicos del mapa geológico continuo digital GEODE (INFOIGME); 51 pozos hidrogeológicos y 2 pozos de hidrocarburos; 7 sondeos electromagnéticos en el dominio del tiempo con longitudes de lado de bucle de 200 a 500 m; sondeos eléctricos verticales alrededor de la falla de Villoria-Alba y datos gravimétricos de la base de datos del Instituto Geográfico Nacional GRAVIMET (Mezcua et al., 1996, Ayala et al., 2016).

El modelado gravimétrico 3D se realizó en la segunda etapa y consta de dos pasos. En el primero se realizó un modelado gravimétrico hacia adelante para ajustar manualmente, en la medida de lo posible, el modelo 3D con la anomalía gravimétrica real. En un segundo paso, se realizó una inversión gravimétrica 3D, indujo al modelo 3D para que cambie automáticamente su geometría y densidad en el cálculo con el fin de ajustar la gravimetría del modelo con la anomalía gravimétrica real. El modelo 3D resultante final incorpora todos los mapas, sondeos, datos geofísicos y gravimétricos.



3. RESULTADOS

El mapa de contorno de profundidad del sótano Varisco (*figura 4.2*) muestra la presencia de picos y depresiones con tendencias E-O a ENE-OSO. Las profundidades máximas del basamento se ubican al SE de Medina del Campo y al sur de las ciudades de Valladolid (*figura 4.2*), donde alcanzan valores de más de 2.000 metros de profundidad. Cerca de la zona de Medina del Campo, la distribución del basamento tiene una dirección E-O y se encuentra a una profundidad de unos 1.000 metros. En el sector SO, los sedimentos del Mioceno y Paleógeno ubicados entre la falla Villorio-Alba y el empuje Diego Álvaro (*figura 4.1*) alcanzan un espesor de unos 1.000 metros. Al este de Zamora, en el sector NO del área de estudio, la parte superior del basamento es menos profunda, con solo 200 metros de profundidad.

El espesor de los sedimentos del Paleógeno y del Mioceno también se ve afectado, obviamente, por la estructura tectónica de altibajos. Mientras que el Paleógeno tiene un espesor más continuo en el centro de la cuenca con valores de alrededor de 500 metros, el Mioceno presenta mayores variaciones, como se puede apreciar en las secciones de la *figura 4.1*. Sus mayores valores de espesor varían significativamente, oscilando desde valores máximos que alcanzan los 1500 m, hasta alrededor de 210 m en la zona de Medina del Campo. Esta variación en el espesor del Mioceno indica que las fallas se desarrollaron principalmente durante esta época.

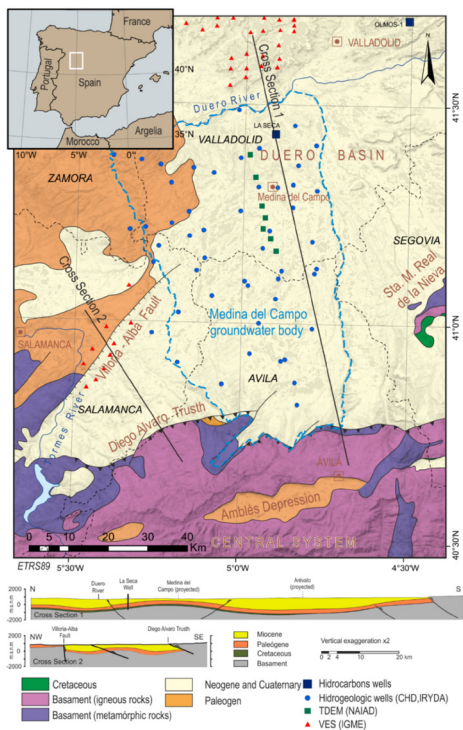


Figura 4.1. Mapa geológico de la región estudiada y distribución de datos geofísicos y pozos utilizados para el modelo geológico 3D. Las estaciones gravimétricas no se muestran. El límite de la masa de agua subterránea de Medina del Campo se traza con una línea de rayas azules. Las secciones transversales 1 y 2 representan el modelo geológico 3D final.

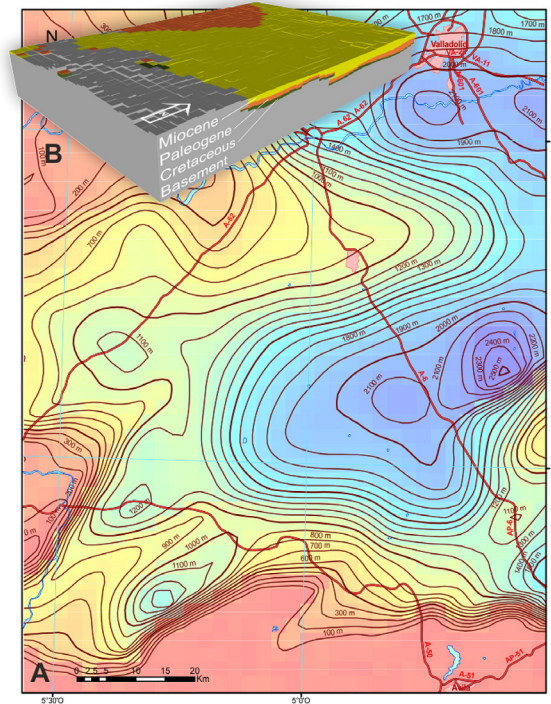


Figura 4.2. A) Mapa de contorno de profundidad de la parte superior del sótano (en metros). B) Malla Voxet o 3D de la inversión gravimétrica de la Cuenca del Duero.

4. CONCLUSIONES

El modelo geológico 3D de la MASMCM muestra diferencias en el espesor de los sedimentos del Paleógeno y, particularmente, en los del Mioceno. Mientras que el espesor del Paleógeno en la cuenca es relativamente constante (alrededor de 500 m), el espesor del Mioceno es muy variable, alcanzando los 1500 m de espesor. Estas variaciones en el relleno sedimentario se interpretan como una consecuencia de estructuras tectónicas emergentes y descendentes asociadas a fallas inversas con tendencias E-O a ENE-OSO. Las fallas NE-SO debieron jugar un papel importante en el desarrollo de la cuenca, con importantes desplazamientos verticales asociados como la Falla Villorio-Alba.

La metodología de inversión gravimétrica 3D aplicada a este estudio de caso parece ser una herramienta poderosa que ayuda a caracterizar los rellenos sedimentarios de las cuencas terciarias. La amplia cobertura de datos gravimétricos en España permite aplicar esta metodología a escala

regional, con resultados muy prometedores en regiones con escasez de sondeos y datos geofísicos.

Por primera vez disponemos de un modelo de geometría del relleno sedimentario de este sector de la cuenca del Duero, e indica que es más complejo de lo que se pensaba anteriormente. El modelo geológico 3D desarrollado en el contexto del proyecto europeo H2020 NAIAD representa un avance importante en el conocimiento de la MASM y tendrá implicaciones para futuros modelos de flujo de aguas subterráneas, así como y para la estimación de recursos y reservas acuíferos.

5. REFERENCIAS

Ayala, C., Bohoyo, F., Maestro, A., Reguera, M. I., Torne, M., Rubio, F., Fernández, M. and García-Lobón, J. L., (2016). *Updated Bouguer anomalies of the Iberian Peninsula: a new perspective to interpret the regional geology*. Journal of Maps (12:5): 1089-1092.

Calcagno, P., Courrioux, G., Guillen, A. and Chilès, J. P. (2008). *Geological modelling from field data and geological knowledge - Part I. Modelling method coupling 3D potential-field interpolation and geological rules*. Physics of the Earth and Planetary Interiors (171): 147-157.

De Vicente, G., Vegas, R., Muñoz-Martín, A., Silva, P.G., Andriessen, P., Cloetingh, S., González-Casado, J.M., Van Wees, J.D., Álvarez, J., Carbó, A. and Olaiz, A. (2007). Cenozoic thick-skinned deformation and topography evolution of the Spanish Central System. Global and Planetary Change (58): 335-381.

Guillen, A., Calcagno, Ph., Courrioux, G., Joly, A. and Ledru, P. (2008). *Geological modelling from field data and geological knowledge Part II. Modelling validation using gravity and magnetic data inversion*. Physics of the Earth and Planetary Interiors (171): 158-169.

INFOIGME. Visor cartográfico. GEODE. *Mapa Geológico digital continuo de España a escala 1: 50.000*. ©Instituto Geológico y Minero de España (IGME) (1/12/2019). Disponible en: <http://info.igme.es/visorweb/>

Mezcua, J., Gil, A. and Benarroch, R. (1996). *Estudio gravimétrico de la Península Ibérica y Baleares*. Instituto Geográfico Nacional. NIPO 162-96-005-X

Lajaunie, C., Courrioux, G. and Manuel, L. (1997). *Foliation fields and 3D cartography in geology: principles of a method based on potential interpolation*. Mathematical Geology (29): 571-584.



CAPÍTULO 5

Evaluación de la **evolución de los servicios ecosistémicos** generados por los humedales asociados a la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo



AUTORES

África de la Hera-Portillo¹, Julio López-Gutiérrez¹.

¹ Instituto Geológico Minero de España (IGME)



RESUMEN

La evaluación de los servicios ecosistémicos prestados por los humedales asociados a la MCGWB requiere de un análisis retrospectivo basado en datos históricos, climáticos, gráficos, hidrogeológicos, y cartográficos de diversa tipología, contrastados con datos de las condiciones actuales in situ. Para realizar este análisis, se han seleccionado cuatro humedales considerados representativos del conjunto de la MCMGW: Laguna de El Oso, Laguna de Lavajares, Lavajo de las Lavanderas y Lagunas Reales. No obstante, la escasez de datos y la dispersión de la información son los principales problemas encontrados, a los que se suma la naturaleza de las fuentes, literatura gris, con información más cualitativa que cuantitativa y escasez de datos. Los resultados corresponden al mayor esfuerzo al que se ha podido llegar con la información recopilada. Estos resultados ponen de manifiesto una importante pérdida de los servicios de abastecimiento, de regulación y culturales, que no pueden ser evaluados con los datos actuales, pero cuya identificación supone ya un paso importante en la valoración del patrimonio natural y del bienestar humano.

PALABRAS CLAVE:

- *humedales*
- *servicios ecosistémicos*
- *funcionamiento hidrogeológico*
- *masa de agua subterránea de Medina del Campo (MASMC).*



1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La zona sur de la cuenca del Duero se ha caracterizado desde tiempos inmemoriales, por la abundancia de lagunas y humedales de muy diversa tipología: lavajos, bodones, charcas, navas, etc. (González Bernáldez, 1987). La mayor parte de ellos de carácter temporal, presentando lámina de agua en determinados periodos del año (JCL, 1991; Santos y Montes, 1995).

Los servicios ecosistémicos son los beneficios que los ecosistemas proporcionan al hombre (MEA, 2005). Básicamente se dividen en tres grandes grupos: de abastecimiento (PS) (tales como la provisión de agua, de alimentos, de plantas medicinales), de regulación (RS) (tales como el control de las avenidas, a la recarga a los acuíferos) y culturales (CS) (tales como sentido estético, fines didácticos, sentido de pertenencia a un lugar/localidad).

La mayor parte de los humedales asociados a la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo (MASMC) están actualmente desecados y buena parte de ellos presentan su cubeta roturada y ocupada por cultivos. Esto significa que la evaluación de los servicios ecosistémicos que estos humedales pudieron prestar en el pasado, cuando disponían de superficie funcional e integridad ecológica, requiere de una reconstrucción retrospectiva basada en la compilación, organización, y depuración de datos de diversa tipología: históricos, hidrogeológicos, cartográficos, e información gráfica de sus condiciones espacio-temporales en base a imágenes de fotografías aéreas antiguas, y de satélite, contrastadas con la información climática sincrónica. A todo lo anterior se añade la exploración in campo de sus condiciones actuales, junto con la toma de muestras de agua y actualización de datos hidrogeológicos in situ.

2. METODOLOGÍA

La metodología de evaluación de los servicios ecosistémicos propiamente dichos se describe de forma detallada en UNEP-MAP-UNESCO-IHP (2015a,b), debido a que por razones de espacio no resulta posible incluirla aquí.

La masa de agua subterránea de Medina del Campo presenta más de dos millares de pequeños humedales distribuidos en toda su superficie; sin embargo, sus dimensiones son tan reducidas que su extensión suma un total de 300 ha (De la Hera-Portillo et al., 2018). El conocimiento científico de estos ecosistemas es escaso y las fuentes de documentación dispersas.

No obstante, el hecho más significativo es la presencia de un nivel freático muy próximo a la superficie del suelo, que hacía posible que muchas de estas lagunas pudieran ser excavadas por el hombre con fines de alimentación (pesca), o caza, o como abrevadero. De hecho, las referencias a estos “usos” de los humedales constituyen el elemento indicador clave para evaluar los servicios

ecosistémicos que prestaban. Si bien algunos pobladores locales de estas zonas guardan memoria de los usos de estos humedales cuando tenían agua, hace cincuenta años, esta memoria va desapareciendo sin dejar huella salvo que quede plasmada en algún documento escrito. En este sentido, uno de los documentos escritos encontrados con testimonios relevantes, ha sido la historia de Medina del Campo relatada por Gerardo Moraleja, que data de 1946, a la que remitimos a los lectores interesados en detalles concretos sobre los humedales antes de que comenzara la explotación intensiva del acuífero, hacia 1970. La Junta de Castilla y León (JCyL) publica en 1991 un libro sobre los humedales de la cuenca del Duero alzando una voz de alarma ante los cambios que se van produciendo ya entonces en la morfología y comportamiento de algunos humedales. Sin embargo, el desarrollo económico que prima en la región continúa su avance, y las extracciones de agua subterránea reflejan un descenso acumulado en los niveles de las aguas subterráneas, causando con el tiempo, primero una desconexión de los humedales del acuífero que los alimenta, y después un deterioro en su funcionamiento que afecta a su hidroperiodo y a los procesos eco-hidrológicos vitales para su subsistencia, provocando su desecación. Los casos que se analizan a continuación constituyen humedales bien conservados, bien porque presentan aún lámina de agua o bien porque se encuentran dentro de ámbitos oficialmente protegidos (Figura 5.1): Laguna de El Oso, Laguna de los Lavajares, Lavajo de las Lavanderas y Lagunas Reales.

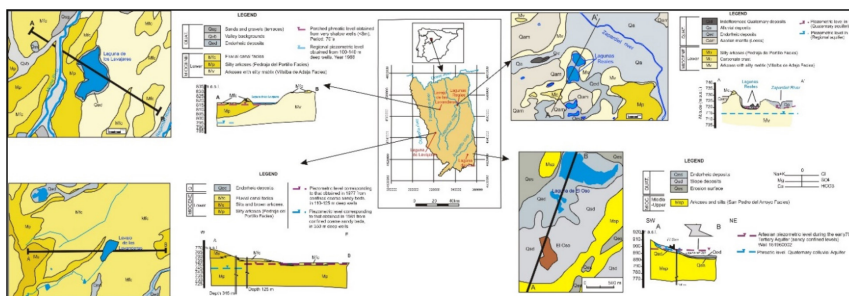


Figura 5.1. Localización de los cuatro humedales objeto de estudio. Mapas geológicos y cortes geológicos de cada uno de ellos.

3. RESULTADOS

La evaluación de los servicios ecosistémicos proporcionados por los cuatro humedales seleccionados se presenta en tres formularios dedicados a la compilación de datos generales (Tablas 5.1 y 5.2); a los criterios seguidos para la evaluación del estado y tendencias de evolución (Tabla 5.2); y a la identificación y evaluación de los controladores de cambio (Tabla 5.4) que han intervenido en la evolución de los humedales.

4. CONCLUSIONES

La mayor parte de la superficie funcional de los humedales ha desaparecido. Los servicios ecosistémicos prestados en el pasado, contribuían no sólo al bienestar humano, sino a la conservación del patrimonio natural.

5. REFERENCIAS

De la Hera-Portillo, A.; López-Gutiérrez, J.; Mediavilla, R.; Borruel-Abadía, V.; Orozco-Cuenca, T. (2018). *Análisis geológico y cartográfico del origen de los humedales asociados a la masa de agua subterránea de Medina del Campo*. X Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua. Coimbra (Portugal), 6-8 septiembre 2018.

González Bernáldez, F.; González Bernáldez, F.G.; Herrera, P.; Levassor, C.; Peco, B.; Sastre, A. (1987). *Las aguas subterráneas en el paisaje*. Investigación y Ciencia, 127: 8-17.

ITGE (1990). *Proyecto de estudio de las zonas húmedas de la cuenca hidrográfica del Duero (1ª y 2ª fase)*. 2 Tomos. Ministerio de Industria y Energía. Centro de documentación del IGME.

Junta de Castilla y León, JCYL (1991). *Curso de humedales de la Cuenca del Duero. Hábitats de descarga de aguas subterráneas en el acuífero de Los Arenales, Actuaciones para su protección. Biblioteca de educación ambiental*. Serie C: documentación Técnica de medio ambiente. JCYL, Consejería de Medio Ambiente. 126 pp.

Moraleja Pinilla, G. (1946). *Historia de Medina del Campo*. URL: <http://www.delsolmedina.com/Medina2012/HistoriadeMedinaGerardo/HistoriadeMedinaPor%20GerardoMoralejaPinilla.html>

Casado de Otaola, S. y Montes del Olmo, C. (1995). *Guía de los lagos y humedales de España*. Editorial Reyero.

UNEP-MAP-UNESCO-IHP (2015a). *Main hydrogeological characteristics, ecosystem services, and drivers of change of 26 representative Mediterranean groundwater-related coastal wetlands*. Technical Report. Autores: M. Manzano, A. Camacho, E. Custodio, y A. de la Hera. Ed: UNESCO-IHP. París: 1-48.

UNEP-MAP-UNESCO-IHP (2015b). *Hydrogeological and ecosystem services classification of representative Mediterranean coastal groundwater-related wetlands*. Mapa (2 caras) y Memoria explicativa (25 pp). Publica: UNEP-MAP-UNESCO-IHP e IGME. Edita: IGME, Madrid, España.







CAPÍTULO 6

Registro sedimentario pasado y reciente de las lagunas reales y su evolución a largo plazo



AUTORES

Rosa Mediavilla¹, Juan I. Santisteban²,
Violeta Borrueal-Abadía², Ignacio López-Cilla¹.

¹ Instituto Geológico Minero de España (IGME) ¹Instituto Geológico y Minero de España (IGME)

²Dpto. Geodinámica, Estratigrafía y Paleontología, Fac. Ciencias Geológicas,
Universidad Complutense de Madrid.



RESUMEN

Las Lagunas Reales se localizan al sureste de Medina del Campo (Valladolid) sobre sedimentos arcóscicos del Mioceno de la Cuenca Del Duero y en relación con la masa de agua subterránea de Medina del Campo. En este trabajo se caracteriza el humedal a partir de la información de fuentes documentales e instrumentales y del registro sedimentario de los últimos milenios.

Los resultados indican que hasta 1985 el humedal estuvo alimentado por las aguas de lluvia y subterráneas y que a partir de esa fecha se produce la desconexión del humedal del acuífero regional, como consecuencia del descenso piezométrico por la sobreexplotación de las aguas subterráneas, principalmente para uso agrícola. Con posterioridad a 1985, las lagunas constituyen un área de recarga del acuífero los años de precipitaciones importantes. El registro sedimentario indica que las lagunas se formaron hace menos de 3000 años y durante todo este tiempo han sido un sistema somero alimentado por aguas superficiales, dulces, y subterráneas, más salinas. La sedimentación fue fundamentalmente siliciclástica y se desarrolló en distintos contextos climáticos, lo que indica una alta resiliencia del humedal al cambio climático y ofrece una vía para pensar en una posible recuperación del sistema con la ayuda del hombre.



PALABRAS CLAVE:

- *humedal*
- *holoceno*
- *registro sedimentario*



1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Los humedales son un recurso crucial para la humanidad ya que regulan el clima, más del 40% de las especies biológicas se desarrollan en ellos y juegan un papel clave en el ciclo hidrológico. Con todo, son uno de los ecosistemas más amenazados y, durante el último siglo, más de la mitad de ellos han desaparecido debido a la acción humana (Stacke y Hagemann, 2012; Davidson, 2014).

España es el país europeo con mayor número de pequeñas masas de agua somera (Comín y Alonso, 1988) de las cuales las localizadas al sur de la Cuenca del Duero, ligadas a la masa de agua subterránea de Medina del Campo, son un buen ejemplo. En esta región de 3.700 km² hay más de 2000 humedales de origen fluvial o eólico. El clima es mediterráneo continental, con precipitaciones anuales en torno a 400 mm. Algunos de los humedales son alimentados por las aguas subterráneas, con aportaciones por la lluvia y escorrentía superficial (González Bernáldez, 1992; Rey Benayas 1992; Casado y Montes 1995) y su nivel depende del balance hídrico. En este capítulo se presentan dos de estas lagunas (Lagunas Reales) que en la actualidad están secas.

Las Lagunas Reales se localizan al SE de Medina del Campo (Figura 6.1) y constituyen una zona protegida (Nature 2000 Network ES180147, Humedales de los Arenales). Son dos lagunas endorreicas desarrolladas en torno a 720 m.s.n.m., sobre arcosas del Mioceno (Pineda et al., 2014), que presentan una profundidad máxima aproximada de 0.5 m y una extensión de unas 6 hectáreas, laguna meridional, y 5 hectáreas, laguna septentrional. La escasez de información sobre este sistema fue la razón para plantear su estudio en el marco del proyecto NAIAD de la UE. Este estudio se centra en tres aspectos: a) caracterización del sistema actual, b) análisis histórico a partir de las fuentes documentales y c) análisis del registro sedimentario. El objetivo de estos estudios es mejorar el conocimiento de sistema para explorar nuevas soluciones sostenibles para los problemas hidrológicos que amenazan al sistema.

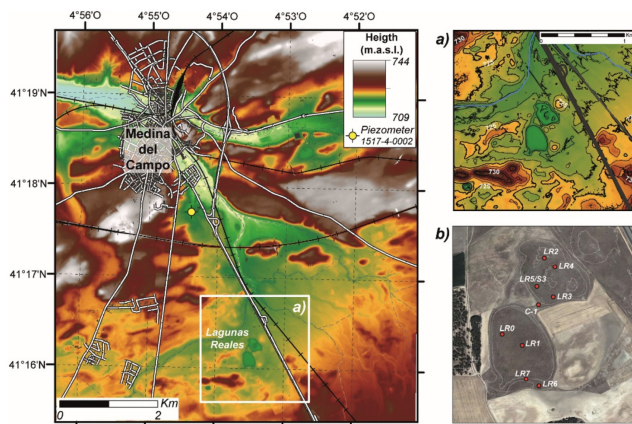


Figura 6.1. Localización de las Lagunas Reales (SE de Medina del Campo, centro de España). a) Detalle e información topográfica y b) localización de los sondeos presentados en este capítulo.



2. DESCRIPCIÓN DE LA METODOLOGÍA

El estado actual del humedal se ha estudiado a partir de a) datos climáticos (series de precipitaciones de Medina del Campo y Valladolid) facilitadas por la Agencia Española de Meteorología, b) datos hidrogeológicos de la Base de Datos de Puntos de Agua del Instituto Geológico y Minero de España (IGME), c) estado de las aguas superficiales a partir de imágenes aéreas y de satélite facilitadas por el IGME y d) series temporales de población y usos agrícolas facilitados por el Instituto Nacional de Estadística y la Cámara Agraria de Medina del Campo.

Las fuentes históricas provienen del Archivo Municipal de Medina del Campo, del Archivo General de Simancas, del Portal de Archivos Españoles (PARES) y libros publicados. La información cubre desde 1435 hasta la actualidad e incluye datos sobre eventos climáticos extremos (inundaciones, sequías, tormentas), incendios, plagas, epidemias, usos de los humedales y obras hidráulicas.

La información sedimentaria se obtuvo a partir de 22 m de sedimentos recuperados en 13 puntos de sondeo. Estos sondeos se describieron en laboratorio (descripción de facies, fotografías, elaboración de columnas estratigráficas) y, posteriormente, fueron muestreados para análisis geoquímicos, mineralógicos, granulométricos y láminas delgadas en el IGME y dataciones por ¹⁴C en el GADAM Centre (Gliwice, Polonia). En cinco testigos se realizaron, además, escaneados: a) cromático de alta resolución (1 mm de resolución) con un Geoscan IV de Geotek, b) parámetros geofísicos (velocidad de ondas P, densidad Gamma, susceptibilidad magnética y resistividad), 5 mm de resolución, con un Multi-Sensor Core Logger (MSCL) de Geotek y c) geoquímica mediante XRF (10 mm resolución) con un equipo MSCL-XZ XRF de Geotek.

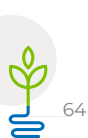
3. RESULTADOS

3.2. LAS LAGUNAS REALES Y LA ACTIVIDAD HUMANA A PARTIR DE LOS REGISTROS INSTRUMENTALES E HISTÓRICOS

En la actualidad, las Lagunas Reales están secas la mayor parte del año y es necesario recurrir a las fuentes históricas e instrumentales para documentar el comportamiento reciente del sistema.

Las estaciones meteorológicas de Medina del Campo y Valladolid están separadas unos 40 km pero muestran una buena correlación para el periodo en que sus series se solapan (1931-2001). Esto permite extender esa correlación para el total de la serie temporal de Valladolid (1851-2019) (*Figura 6.2*), la cual muestra una tendencia al aumento de la precipitación anual.

Coincidiendo con esta tendencia climática, durante los siglos XX y XXI hubo un aumento de población (más rápido entre las décadas de 1960 y 1980) y expansión de la superficie regada (que pasa de 22 ha en 1881, a 261 ha en 1960, y 1600 ha en 1986), que se aceleró también entre 1960 y 1980 (*Figura 6.2*). A partir de la década de 1980, las series se estabilizan y, en la actualidad, el regadío supone un 30% de la superficie total.



Estos cambios en población y superficie regada provocaron un aumento en la demanda de agua que afectó a los niveles de las aguas subterráneas. La serie temporal del punto 1517-4-0002 (Figuras 6.1, 6.2) muestra una tendencia al descenso en la altura piezométrica para todo el registro, a pesar del aumento en las precipitaciones para el mismo periodo, que es correlativo con los cambios en la población y regadío (Figura 6.2). Como consecuencia de esto, el nivel piezométrico cayó por debajo de la cota de 720 m.s.n.m. (la cota más baja del vaso de las Lagunas Reales) en 1986 (Figura 6.2).

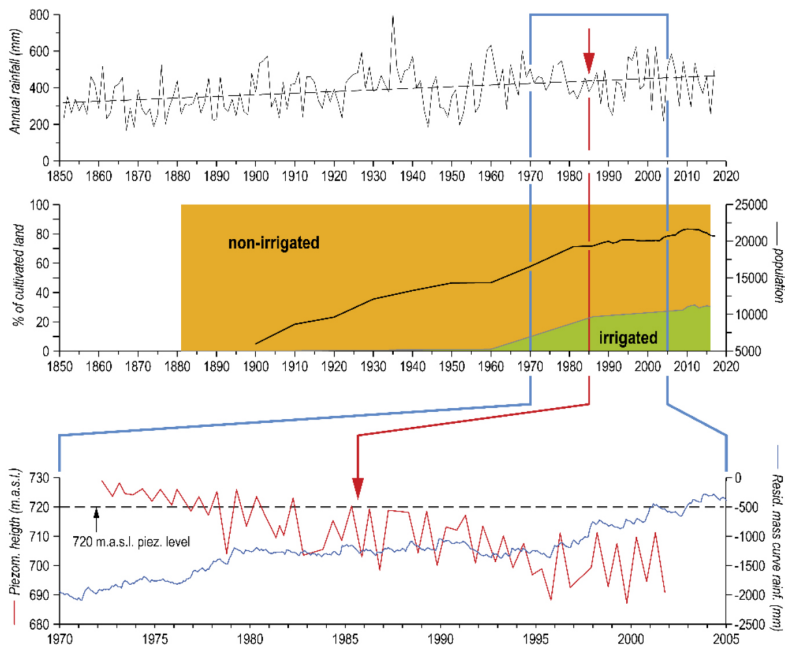


Figura 6.2. Series temporales de precipitación anual para Valladolid (superior), evolución de la población y superficie regada frente a secano en Medina del Campo (medio) y niveles piezométricos para el punto 1517-4-0002 y curva de desviaciones acumuladas para la precipitación (inferior).

Así pues, las Lagunas Reales fueron alimentadas por la lluvia y las aguas superficiales y subterráneas hasta 1985 y era un punto de descarga del acuífero. Desde otoño de 1985, las lagunas son alimentadas por aguas de lluvia y la escorrentía superficial y sólo presentan lámina de agua superficial en los años de lluvias más abundantes (1991, 1998, 2001, 2018), pasando a ser un área de recarga para el acuífero en esos momentos.



En condiciones “naturales”, durante el siglo XX (antes de la caída de los niveles de las aguas subterráneas por sobreexplotación), las Lagunas Reales eran un sistema efímero en el que las fluctuaciones de la lámina de agua superficial estaban controladas por las variaciones estacionales y anuales de las lluvias. Una muestra de esto es el hecho de que las lagunas estaban secas en las fotografías aéreas de 1946 (año seco) mientras que en verano de 1956 (año lluvioso) estaban inundadas.

Los datos históricos revelan un corto tiempo de residencia de las aguas en las lagunas entre mediados del siglo XVIII y finales del XIX, un periodo con sequías frecuentes, mientras que fue más prolongado entre los siglos XV y XVII, un periodo húmedo evidenciado por el hecho de que entre 1610 y 1745 la pesca (anguilas, tencas, etc.) fue una actividad frecuente en las lagunas.

La sedimentación posterior a 1985 es muy esporádica y está compuesta por depósitos de escorrentía (arenas y gravas siliciclásticas) acarreados durante los episodios de lluvias intensas. Debido a la desconexión entre el humedal y las aguas subterráneas, no hay depósitos correspondientes a sedimentación bajo lámina de agua permanente, depósitos que sólo se encuentran en el registro sedimentario más antiguo.

3.2. EL REGISTRO SEDIMENTARIO DE LAS LAGUNAS REALES

El registro sedimentario de las Lagunas Reales es más potente en la laguna septentrional (3,1 m, testigo S3; *Figura 6.1*), donde se encuentran los depósitos más antiguos (2334 cal. yr BP o 348 AC) a una profundidad de 1.96 m (testigo LR2; *Figura 6.1*). Extrapolando las tasas de sedimentación hacia la base del sondeo, se puede aproximar que las lagunas se formaron hace algo menos de 3000 años.

Los sedimentos del humedal son silicilásticos (arena y limo con un contenido variable en arcilla) con algunos niveles enriquecidos en materia orgánica y/o calcita y, ocasionalmente, yeso. Su mineralogía es similar a la de las arcosas del sustrato y relieves circundantes y, consecuentemente, su geoquímica también es parecida. Sin embargo, hay claras diferencias entre los depósitos del Mioceno y del Holoceno (*Fig. 3a*). Si bien no hay cambios en los sedimentos en cuanto a los elementos relacionados con los silicatos (Si, Al, Mg), sí hay un cambio notable en el contenido en Ca y S (ligados a precipitados) que es más evidente en Sr, Cl y Br (relacionados con las aguas subterráneas).

Los sedimentos del Holoceno se disponen en secuencias de somerización (*Figura 6.3b*) cuyo espesor representa la profundidad mínima de la masa de agua superficial (el máximo de las profundidades mínimas para el último milenio es de 0.9 m). Además, el registro geoquímico de los elementos (normalizados mediante el Al) muestran cambios en la salinidad que pueden estar relacionados con las aguas subterráneas (Cl/Al, Sr/Al, Br/Al), con la evaporación de las aguas superficiales (Ca/Al, S/Al, Ca/S) o efectos mixtos (Mg/Al, Mg/Ca, Sr/Ca), lo que apunta a que la profundidad de la masa de agua superficial dependía de los aportes de aguas subterráneas y del clima (lluvia y evaporación).

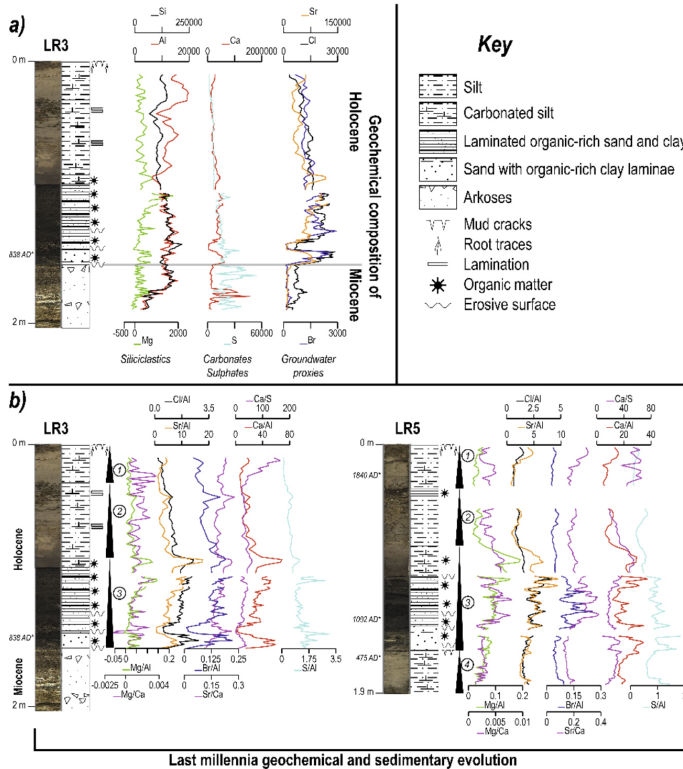


Figura 6.3. a) Identificación de las unidades del Mioceno y Holoceno a partir de la información geoquímica en el testigo LR3. b) Comparación entre las facies, secuencias y registro geoquímico de los testigos LR3 y LR5.

Así pues, las secuencias siliciclásticas ricas en carbonatos (secuencias 2 y 4, [Figura 6.3b](#)) limitadas por trazas de raíces y grietas de desecación que indican la desecación de las lagunas, desarrolladas durante los periodos más áridos, presentan valores bajos de los indicadores de aguas subterráneas o salinas. Durante los periodos húmedos las lagunas mostraban márgenes densamente vegetados y el humedal se rellenaba mediante sedimentos siliciclásticos más ricos en materia orgánica (secuencia 3, [Figura 6.3b](#)), el nivel de las aguas subterráneas era más alto, como indica el aumento en los calores de Sr/Al, Cl/Al y Br/Al, y el clima debió ser cálido, como se deduce de los indicadores de evaporación (Ca/Al, S/Al, Ca/S).

La recurrencia de estas secuencias a lo largo del tiempo demuestra la buena resiliencia del humedal al cambio climático en condiciones “naturales”.

4. CONCLUSIONES

De todo lo anterior, se pueden obtener tres conclusiones principales.

En primer lugar, las Lagunas Reales se alimentaron de lluvia, aguas superficiales y subterráneas hasta 1985, momento en el que se desconectaron del acuífero por la sobreexplotación de las aguas para uso fundamentalmente agrícola. La información reciente muestra que el sistema tiene una pobre resiliencia a la actividad humana.

En segundo lugar, las lagunas tienen una antigüedad de unos 3000 años y era un sistema somero alimentado por aguas superficiales (dulces) y subterráneas (más salinas). La sedimentación silicoclástica tuvo lugar bajo condiciones climáticas cambiantes, lo que indica una buena resiliencia del sistema al cambio climático.

Por último, la sobreexplotación del acuífero durante cerca de 20 años causó la degradación de las Lagunas Reales tras más de 2000 años de existencia durante los que el sistema proporcionó beneficios a la población. Con todo, la capacidad del sistema para recuperarse durante los episodios pasados de estrés hidrológico puede ser una interesante guía para futuros estudios encaminados a la recuperación del humedal.

5. REFERENCIAS

Casado, S. and Montes, C. (1995). *Guía de los lagos y humedales de España [Guide of lakes and wetlands of Spain]*. J.M. Reyero Editor. 255 pp.

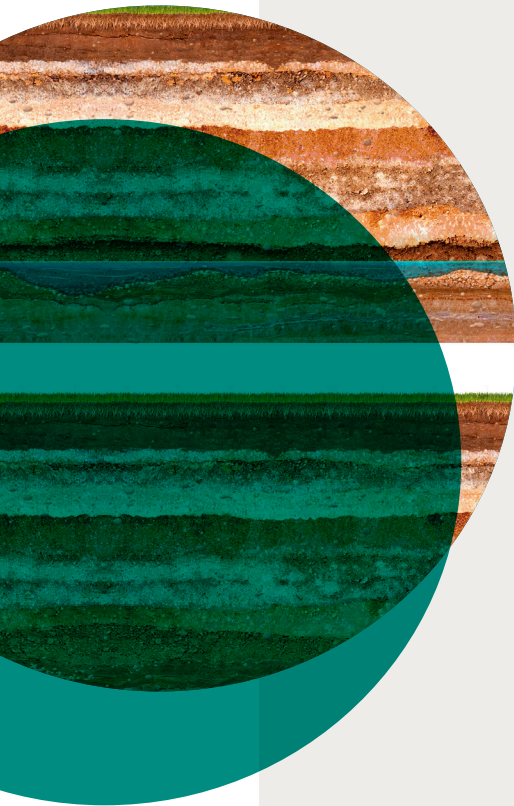
Comín, F.A. and Alonso M. (1988). *Spanish salt lakes: their chemistry and biota*. Hydrobiologia, 158: 237-245.

Davidson, N.C. (2014). *How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area*. Marine and Freshwater Research, 65(10): 934-941.

González Bernáldez, F. (1992). *Ecological aspects of wetland/groundwater relationships in Spain*. Limnetica, 8:11-26

Rey Benayas, J. (1992). *Características micromorfológicas de suelos de humedales en zonas semiáridas (Cuenca del Duero) [Micromorphological characteristics of the wetland beds in semiarid zones]*. Suelo y Planta, 2 (1): 13-25.

Stacke, T. and Hagemann, S. (2012). *Development and validation of a global dynamical wetlands extent scheme*. Hydrology and Earth System Science, 16: 2915-2933.



CAPÍTULO 7

Niveles de agua subterránea en la **Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo** y relación con los servicios de aprovisionamiento relacionados



AUTORES

Lucille Porée¹, Virginia María Robles Arenas¹,
Marisol Manzano¹.

¹ Universidad Politécnica de Cartagena, España



RESUMEN

La Masa de Agua Subterránea Medina del Campo (MASMC) suministra distintos servicios ecosistémicos al bienestar humano, tales como el suministro de agua para riego y uso urbano o el mantenimiento de ecosistemas superficiales (humedales, arroyos, bosques ribereños). La explotación intensiva de agua subterránea desde finales de la década de 1970 ha reducido drásticamente el flujo de estos servicios, principalmente debido al descenso regional de los niveles de agua subterránea. En los últimos años, la Confederación Hidrográfica del Duero ha emprendido medidas de gestión para revertir las tendencias piezométricas, pero su impacto aún no es claro. En este trabajo se identificaron tendencias piezométricas temporales estadísticamente consistentes en la MASMC mediante el test de Mann-Kendal (test M-K). Se analizaron datos piezométricos de 169 piezómetros de entre 13 y 600 m de profundidad con medidas entre 1985 y 2018 y al menos diez años continuos de datos. El test M-K se aplicó a dos intervalos de tiempo, 1985-2001 y 2002-2018. Se estudió la distribución de los valores del coeficiente τ con la profundidad y espacialmente, con el apoyo de QGIS. El test M-K confirmó la existencia de una clara tendencia regional descendente en toda el área para el periodo 1985-2001, lo que sugiere una única causa principal para la misma, la explotación intensiva de agua subterránea. La bajada de niveles indujo la profundización de pozos y la reducción de las descargas a arroyos y humedales, deteriorando servicios ecosistémicos fundamentales de las aguas subterráneas en la MASMC. El test M-K también confirmó un cambio de tendencia en algunos piezómetros a partir de 2001. Pero solo una cuarta parte de los puntos de observación, localizados de forma muy dispersa, mostraron una clara tendencia ascendente en el periodo 2002-2018; la mayoría mostraron tendencias débiles y poco claras en ambos sentidos. Esto apunta a causas diversas y localizadas, por ejemplo el abandono de explotaciones y la sustitución de aguas subterráneas por superficiales para el riego. Los tiempos necesarios para que se produzca un aumento claro del suministro de servicios ecosistémicos del agua subterránea en un acuífero semiconfinado como la MASMC tras cambios en la gestión son mucho mayores que los necesarios para que se produzca una disminución.

PALABRAS CLAVE:

- *tendencias piezométricas*
- *test Mann-Kendall*
- *servicios ecosistémicos asociados a aguas subterráneas*



1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El agua subterránea proporciona muchos servicios ecosistémicos que contribuyen al bienestar humano. Entre los más evidentes están el suministro de agua para cualquier uso, la mitigación del impacto de las sequías, o la generación y mantenimiento de muchos ecosistemas superficiales (Manzano and Lambán, 2011). Sin embargo, el impacto de actividades antrópicas tales como la modificación del paisaje y de los flujos hídricos, la expansión agrícola, urbana e industrial, la extracción intensiva de agua subterránea o la contaminación difusa, ha reducido el flujo de los servicios de las aguas subterráneas y su contribución al bienestar humano a escala tanto local como regional (Guswa et al., 2014; Manzano et al., 2015).

La Masa de Agua Subterránea Medina del Campo (MASMC) proporciona distintos servicios ecosistémicos a la población. El agua subterránea es la principal fuente para regar, para abastecer a muchas poblaciones y también para sustentar ecosistemas superficiales como humedales, arroyos y bosques ribereños. Como en otras zonas de España (Manzano y Lambán, 2011), la explotación intensa de agua subterránea desde finales de la década de 1970 modificó el sistema de flujo y provocó descensos piezométricos de hasta 30 m, induciendo el abandono de pozos y la reducción de aportes a los ecosistemas superficiales. Ríos ganadores y permanentes se transformaron en temporales y perdedores, y muchos humedales se secaron (Llorente y Bejarano, 2018). Es decir, servicios ecosistémicos muy relevantes de las aguas subterráneas se deterioraron como resultado del importante descenso de niveles piezométricos profundos, la bajada generalizada del nivel freático regional y la contaminación de las aguas subterráneas por nitratos y arsénico litológico (CHD, 2015). En los últimos años, la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD) ha emprendido estrategias de gestión para revertir las tendencias piezométricas, pero su impacto no se observa aún con claridad.

Este trabajo es parte del proyecto NAIAD H2020, donde los autores también han analizado los cambios de las superficies de bosques ribereños y humedales entre los años 1956 y 2017 (Poirée et al., 2021), y la posible evolución futura de dos servicios ecosistémicos de las aguas subterráneas (Provisión de agua dulce para cualquier uso y Generación y mantenimiento de ecosistemas superficiales) en un contexto de creciente variabilidad climática y bajo diferentes estrategias de gestión (Alcaráz et al., 2021). Los objetivos de este trabajo son: identificar tendencias piezométricas temporales claras en la MASMC como base para comprender la evolución de algunos servicios ecosistémicos de aprovisionamiento y regulación; obtener información que apoye la identificación de las posibles causas de las tendencias observadas. El trabajo forma parte de la tesis doctoral en curso del primer autor.

2. METODOLOGÍA

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio engloba la MASMC y una franja de unos 20-30 km más allá de sus límites oficiales, que son el río Duero al N, los ríos Adaja y Guareña al E y O, respectivamente, y la Cordillera del



Sistema Central al S (Figura 1). El clima es mediterráneo, con una precipitación media anual de unos 400 mm y precipitaciones máximas entre el invierno y principios de la primavera; una temperatura media de unos 12 oC y una evapotranspiración media de unos 750 mm (CHD, 2015). La elevación del terreno varía entre 625 m s.n.m. al N de la MASM y 1199 m s.n.m. al S.

El sistema acuífero de la MASM consiste en un acuífero regional principal, formado por una gruesa acumulación (<100 a >1000 m) de sedimentos finos de origen aluvial, eólico y lacustre del Terciario, y un fino (<25 m) y discontinuo acuífero detrítico (principalmente aluvial) del Cuaternario que recubre el anterior. El Cuaternario y las capas superiores del Terciario forman un acuífero libre; el resto del Terciario forma un acuífero semiconfinado. Ambos acuíferos están conectados. La recarga natural procede principalmente de la precipitación que cae sobre la MASM, y en menor medida de la transferencia lateral profunda desde otras masas de agua subterránea adyacentes. En las condiciones imperantes desde hace algunas décadas también existe recarga de excedentes de riego.

La dirección dominante del flujo de agua subterránea en el acuífero principal semiconfinado va de sur a norte, hacia el río Duero. Bajo las condiciones de flujo natural que se supone existieron hasta mediados del siglo XX, la descarga se producía en los abundantes ríos, arroyos y humedales que había en la superficie de la MASM y también en el río Duero. En las condiciones actuales de flujo influenciado, los cauces y humedales están desconectados del nivel freático; los arroyos son estacionales y en general solo llevan escorrentía de lluvia, y muchos humedales han desaparecido (Poirée et al., 2020). En estas condiciones, la descarga tiene lugar en forma de extracción de agua subterránea en pozos y de descarga al río Duero.

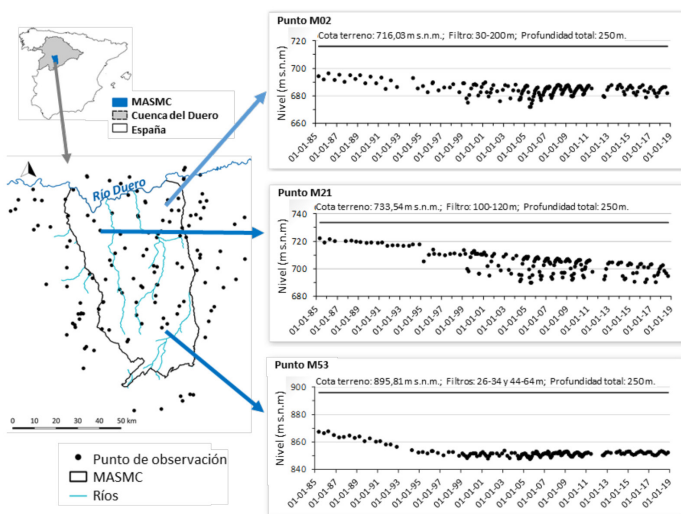


Figura 7.1. Ubicación del área de estudio y de los piezómetros estudiados y ejemplos de evolución piezométrica observada para el período 1985-2018.

2.2 MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio consistió en la identificación matemática de tendencias piezométricas temporales consistentes en el área de estudio. Las tendencias han sido analizadas con el test de Mann-Kendall (test M-K), que evalúa la existencia de tendencias crecientes o decrecientes consistentes en series de datos temporales, siempre que estas no representen oscilaciones estacionales y no tengan co-variables. La técnica del test M-K ha proporcionado buenos resultados en el análisis de tendencias piezométricas cuando estas no son fácilmente visibles, por ejemplo Ribeiro et al. (2015), Helsel y Hirsch (2002) y Khambhammettu (2005). Aquí se presenta solo una breve introducción al test M-K para facilitar la interpretación conceptual de los resultados que se describen a continuación. Los lectores interesados en los detalles del test pueden encontrarlos en cualquier manual de estadística.

El test M-K se puede definir como una prueba para determinar si los valores de la variable aleatoria Y (aquí, los niveles piezométricos) tienden a aumentar o disminuir con el tiempo t . Los datos (valores de Y) se evalúan como una serie temporal ordenada y cada dato se compara con todos los datos posteriores. Cada par de valores observados Y_i, Y_j (donde el tiempo $i < \text{el tiempo } j$) se inspecciona para averiguar si $Y_i < Y_j$ (pares concordantes) o $Y_i > Y_j$ (pares discordantes). El coeficiente tau (τ) de Kendall (Kendall, 1938) se calcula a partir de los pares de datos (Y, t) como la diferencia entre el número de pares concordantes y discordantes observado en una serie temporal de datos:

$$\tau = \frac{(\text{número de pares concordantes}) - (\text{número de pares discordantes})}{\frac{n(n-1)}{2}}$$

donde n es el número de observaciones en la serie, y $\frac{n(n-1)}{2}$ el número total de combinaciones de pares. Por lo tanto, los valores de τ deben estar en el rango $-1 \leq \tau \leq 1$: si la concordancia entre las dos clasificaciones (Y y t) es perfecta (es decir, las dos clasificaciones son iguales) el coeficiente tiene valor 1; si el desacuerdo entre las dos clasificaciones es perfecto (es decir, una clasificación es la inversa de la otra), el coeficiente tiene valor -1; si Y y t son independientes, el coeficiente τ es aproximadamente cero.

Por lo tanto, los valores negativos de τ deben interpretarse como tendencias piezométricas decrecientes y los valores positivos como tendencias piezométricas crecientes. Además, los valores de τ entre -0.5 y 0.5 deben interpretarse como tendencias débiles, y los valores inferiores o superiores a esos deben interpretarse como tendencias claras y fuertes.

La prueba M-K se ha realizado sobre series de datos anuales promedio (para evitar patrones estacionales) de 169 piezómetros con medidas entre los años 1985 y 2018, y al menos diez años continuos de datos. Los datos se obtuvieron de la web de CHD (www.chd.es). La profundidad de los piezómetros osciló entre 13 y 600 m.

Una primera evaluación visual de los datos mostró una clara y generalizada tendencia piezométrica decreciente para el período 1985-2001, mientras que para el intervalo 2002-2018 algunas series mostraron una tendencia creciente mientras que muchas otras mostraron tendencias poco claras

(Figura 7.1). Para un análisis consistente, la prueba M-K se aplicó a dos intervalos de tiempo de series de datos: 1985-2001 y 2002-2018. Los valores de τ obtenidos se estudiaron sobre una base de distribución en profundidad y también sobre una distribución regional. Esto último se hizo con el apoyo de QGIS (<https://qgis.org/es/site/>).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 7.2 muestra la distribución espacial de los valores de la prueba M-K, es decir, de tendencias piezométricas decrecientes (valores negativos) y crecientes (valores positivos) estadísticamente significativas y consistentes en los datos anuales de 1985-2001 (izquierda) y 2002-2018. (derecha) períodos. La figura 7.3 muestra la distribución de τ con profundidad en los piezómetros para los mismos períodos. La interpretación de ambas figuras se realiza aquí de forma integrada.

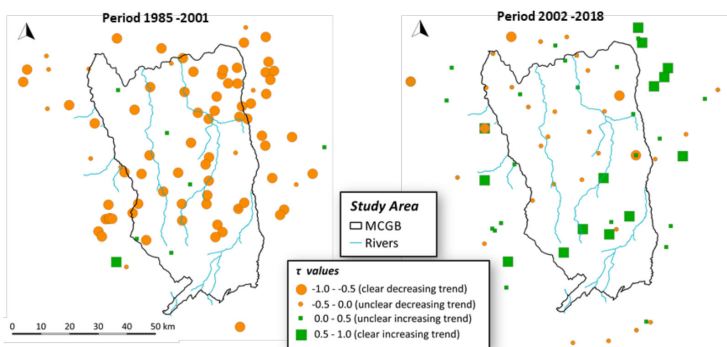


Figura 7.2. Distribución de los valores de τ de la prueba de Mann-Kendall en el área de estudio y su significado en los dos periodos de tiempo evaluados.

Durante el período 1985-2001, se observa una tendencia decreciente generalizada (valores τ negativos) en toda la MASMC y más allá (Figura 7.2, izquierda). La mayoría de los valores de τ para este período son muy consistentes (el 80% está entre -0,5 y -1), y ocurrieron en todas las profundidades de observación (Figura 7.3, izquierda). Estos resultados sugieren que los impulsores de la reducción observada fueron generalizados (en general, MASMC) y probablemente pocos.

Durante el período 2002-2018, se observa una recuperación de los niveles de agua subterránea (valores τ positivos) en las partes S, W y NE del área de estudio (Figura 7.2, derecha). Sin embargo, la mayoría de los valores (62%) muestran tendencias poco claras (la mayoría están entre -0,5 y 0,5) y no se observa una relación clara con la profundidad (Figura 7.3, derecha). Estos resultados sugieren que la recuperación piezométrica es localizada y quizás incipiente. Por tanto, las causas también deben ser localizadas y probablemente diversas.

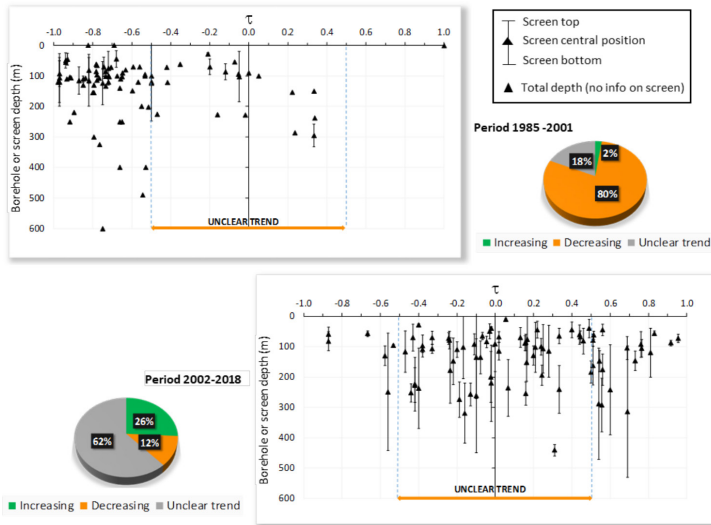


Figura 7.3. Relación entre el coeficiente τ de la prueba de Mann-Kendall y el piezómetro o profundidad de la pantalla.

4. CONCLUSIONES

Entre los años 1985 y 2001 se produjo un claro descenso regional de los niveles piezométricos, lo que sugiere una única causa principal muy distribuida espacialmente. Esto apunta a la explotación intensiva de aguas subterráneas. El descenso piezométrico extendido redujo la descarga a arroyos y humedales, e indujo la reprofundización de pozos. Por tanto, se puede concluir que la extracción intensiva de agua subterránea redujo muy rápidamente el flujo de los servicios de las aguas subterráneas en la MASMIC.

En el periodo 2002 a 2018 solo una cuarta parte de los puntos de observación estudiados, que estaban esparcidos por toda área de MASMIC, mostraron una tendencia de recuperación piezométrica clara. La mayoría de los puntos solo mostraron tendencias estadísticamente débiles o poco claras. Esto apunta a causas diversas y localizadas, las más probables el abandono de explotaciones y la sustitución de agua subterránea por agua superficial como fuente de riego. Por tanto, la reducción de la explotación de aguas subterráneas indujo una recuperación lenta y localizada de los niveles piezométricos durante las últimas dos décadas. Esto significa que aumentar el flujo de los servicios ecosistémicos de las aguas subterráneas de un acuífero semiconfinado como el MASMIC requiere mucho más tiempo que disminuirlos, lo cual es consistente con las características hidrogeológicas y el comportamiento de este tipo de acuíferos.

Desde el punto de vista metodológico, podemos concluir que el test de Mann-Kendal confirmó la existencia de un cambio en las tendencias temporales de los niveles piezométricos de la MASMIC alrededor del año 2001, que mostró que la reversión de la tendencia aún no es clara ni está generalizada, y que tanto los valores de τ como su distribución espacial proporcionaron claves sobre las posibles causas de las tendencias.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al personal del CHD por las instructivas reuniones sobre el MCGWB ya los colegas del proyecto NAIAD por las valiosas discusiones sobre la demostración de Medina.

5. REFERENCIAS

Alcaráz, M., Manzano, M., Borowiecka, M., Robles, V., Faneca, M. (2021). *A physical assessment of the evolution of groundwater-related ecosystem services in the Medina del Campo Groundwater Body through groundwater flow numerical modelling*. This book.

CHD (2015). *Plan Hidrológico de la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero (2015-2021)*. Memoria del Plan Hidrológico de Cuenca. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Guswa, A.J., Brauman, K.A; Brown, C., Hamel, P., Keeler, B.L., Sayre, S.S. (2014). *Ecosystem services: Challenges and opportunities for hydrologic modeling to support decision making*. Water Resour. Res., 50, 4535–4544.

Helsel, D.R., Hirsch, R.M. (2002). *Statistical methods in water resources*. Vol. 323. Reston, VA: US Geological Survey. Kendall, M. (1938). A New Measure of Rank Correlation. *Biometrika*, 30 (1–2): 81–89.

Khambhammettu, U. (2005). Mann-Kendall Analysis for the Fort Ord Site. HydroGeoLogic, Inc.-OU-1 2004 *Annual Groundwater Monitoring Report-Former Fort Ord, California, 2005*. Available at: <https://www.statisticshowto.com/wp-content/uploads/2016/08/Mann-Kendall-Analysis-1.pdf>.

Llorente, M., Bejarano, M. (2018). *Precipitation trends in the Medina del Campo Aquifer region (Spain) towards implementing Nature Base Solutions for drought and flood events*. Geophysical Research Abstracts Vol. 20, EGU2018-19593. <https://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2018/EGU2018-19593.pdf>

Manzano, M., Lambán, J.L. (2011). *Capítulo 12: Evaluación de los servicios de los ecosistemas de las aguas subterráneas en España. En: Ecosistemas y biodiversidad para el bienestar humano. Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España*. Disponible en: <http://www.ecomilenio.es/informe-de-resultados-eme/1760>

Manzano, M., Camacho, A., Custodio, E., de la Hera, A. (2015). *Main hydro[geological characteristics, ecosystem services, and drivers of change of 26 representative Mediterranean groundwater-related coastal wetlands*.

Technical Report. Ed: UNEP-MAP-UNESCO-IHP. 48 pp. Available at: <http://unesdoc.unesco.org/images/0023/002352/235228e.pdf>

Poirée, L., Robles, V.M., Manzano, M. (2021). *Changes in the riparian zones of the Trabancos, Zapardiel, Adaja and Guareña rivers between 1956 and 2017 and relationship with groundwater-related regulating and maintenance ecosystem services*. This book.

Ribeiro, L., Kretschmer, N., Nascimento, J., Buxo, A., Rötting, T., Soto, G., Oyarzun, R. (2015). *Evaluating piezometric trends using the Mann-Kendall test on the alluvial aquifers of the Elqui River basin, Chile*. Hydrological Sciences Journal, 60(10), 1840-1852.







CAPÍTULO 8

Cambios en las **zonas riparias de los ríos Trabancos, Zapardiel, Adaja y Guareña** entre 1956 y 2017 y relación con servicios ecosistémicos de regulación y mantenimiento del agua subterránea



AUTORES

Malgorzata Borowiecka¹, Marisol Manzano¹,
Mar Alcaráz¹, Virginia María Robles¹.

¹ Universidad Politécnica de Cartagena, España



RESUMEN

Los ríos Guareña, Trabancos, Zapardiel y Adaja son afluentes del río Duero en su margen izquierda y discurren sobre la Masa de Agua Subterránea Medina del Campo (MASMC), área con una actividad agrícola intensa. Se considera que a mediados del siglo XX eran cursos permanentes, pero actualmente solo lo es el río Adaja, debido a que se encuentra regulado. El uso para regadío de las aguas subterráneas ha aumentado notablemente en las últimas décadas, provocando un descenso regional del nivel piezométrico que ha tenido como consecuencia la desconexión de los ríos y humedales de la zona saturada del acuífero. Como consecuencia, la superficie de zonas riparias y de humedales y la longitud de tramos de río con flujo permanente han disminuido drásticamente. La reducción de estas áreas implica una disminución de los servicios de aprovisionamiento, regulación y culturales que estos ecosistemas aportan al bienestar humano.

En este trabajo se ha calculado cuánto ha cambiado la superficie de zonas riparias en los cuatro ríos y la superficie de humedales con área superior a 0,5 ha localizados en la MASMC entre los años 1956, cuando el régimen fluvial debía ser próximo al natural, y 2017. El análisis ha consistido en la cartografía y comparación de las superficies de zonas de ribera y de humedales en ortofotografías de los dos periodos de estudio, analizados usando el software QGIS. Los principales resultados indican que todas las superficies analizadas se han visto reducidas notablemente entre 1956-57 y 2017. Las superficies de zonas riparias de los cuatro ríos han disminuido entre el 9% y 42%. Sin embargo, la franja arbórea de estas superficies ha aumentado un 70% en el río Adaja, mientras que en los otros ríos ha disminuido entre el 37% y el 42%. La superficie de humedales con extensión $\geq 0,5$ ha ha disminuido en un 95,5%.

Este estudio ha proporcionado información y conocimientos sobre el papel de los servicios ecosistémicos de las aguas subterráneas para mantener y regular ecosistemas superficiales y sus servicios en la MASMC.

PALABRAS CLAVE:

- *Guareña*
- *Trabancos*
- *Zapardiel*
- *Adaja*
- *zonas riparias*
- *humedales*
- *servicios ecosistémicos*



1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Las zonas riparias (también conocidas como de vegetación riparia o de ribera, corredores riparios o bosques de galería) y los humedales proporcionan diversos servicios ecosistémicos relevantes para el bienestar humano. Los humedales y zonas riparias bien conservadas constituyen áreas con una alta diversidad biológica, productividad y dinamismo que ofrecen servicios de aprovisionamiento como la producción de alimentos, fibras, madera o agua; servicios de regulación como disminución de la velocidad del agua, retención de sedimentos, metales y contaminantes agrícolas, almacenamiento de carbono, o mejora de la calidad del agua de los arroyos y fomento de la recarga de aguas subterráneas, y servicios culturales tales como la generación de oportunidades educativas, turísticas, estéticas y económicas (Gregory et al., 1991; Guswa et al., 2014).

Las zonas riparias son probablemente el ecosistema más intensamente transformado por la actividad humana y el menos conocido (CEDEX, 2020). En valles con suficiente accesibilidad y con actividad antrópica, estos cinturones verdes han sido eliminados, fragmentados o profundamente modificados y reducidos a una estrecha franja a lo largo del lecho fluvial. En los paisajes agrícolas de las zonas semiáridas, las zonas ribereñas y los humedales suelen estar muy alterados. Algunas de las principales amenazas para ambos elementos son su ocupación por cultivos agrícolas y forestales, la canalización, el arado, la construcción de infraestructuras hidráulicas y la contaminación química y biológica (especies no autóctonas). Todo esto induce un deterioro severo de los servicios ecosistémicos de esas zonas, tales como la disminución de la cantidad y calidad del suelo y de las masas de agua, la modificación de la morfología de la red de drenaje y la aridificación del paisaje.

Como en otras zonas de España (Manzano y Lambán, 2012), en la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo (MASMC) la expansión de las tierras agrícolas irrigadas con aguas subterráneas en las últimas décadas ha conducido a un deterioro severo de algunos servicios ecosistémicos proporcionados por las aguas subterráneas. Tal es el caso de la generación de flujo base (descarga de aguas subterráneas) para ríos y humedales, que como resultado del descenso regional del nivel freático ha provocado cambios en los regímenes fluviales de permanentes a temporales, pérdida o deterioro de zonas ribereñas y humedales y sería disminución de los servicios de esos ecosistemas superficiales.

El objetivo principal de este estudio ha sido realizar una primera evaluación de la pérdida de servicios ecosistémicos de regulación de las aguas subterráneas tales como la generación de flujo de base en ríos y humedales y el mantenimiento de zonas riparias. Para ello, se han estudiado los cambios de superficie de zonas riparias en los ríos Guareña, Trabancos, Zapardiel y Adaja entre 1956 y 2017, aceptando que en 1956 el sistema hídrico (aguas superficiales y subterráneas) estaba próximo al régimen natural y que hoy en día está significativamente influenciado por el uso de la tierra y de las aguas subterráneas. La longitud de los cauces y la superficie de las cuencas de los ríos Guareña, Trabancos, Zapardiel y Adaja son respectivamente: 65,12 km y 1007 km²; 81,65 km y 708 km²; 105,10 km y 1456 km²; 176,26 km y 5304 km². También se ha identificado la proporción de cauce con flujo activo en el año 2017 para cada río, y se ha cuantificado el cambio de la superficie de humedales con $\geq 0,5$ ha.



Este estudio se relaciona con el objetivo del proyecto NAIAD de generar datos y conocimiento sobre el papel de las soluciones basadas en la naturaleza para proporcionar beneficios ambientales, sociales y económicos y ayudar a desarrollar la resiliencia frente a los riesgos climáticos. Está vinculado al objetivo del equipo de la Universidad Politécnica de Cartagena centrado en el papel de los servicios ecosistémicos de las aguas subterráneas como garantía natural para mitigar los impactos de las sequías. Este trabajo es una síntesis del Trabajo Fin de Máster (tesis de maestría) de Poirée (2019).

2. DESCRIPCIÓN DE LA METODOLOGÍA

El estudio usó dos tipos de materiales:

- Fotografías aéreas (ortofotos) de los años 1956-57, que se obtuvieron del Instituto de Tecnología Agrícola de la Junta de Castilla y León (ftp://ftp.itacyl.es/cartografia/01_Ortofotografia/1956/) y del año 2017, que se obtuvieron del Centro Nacional de Información Geográfica del Instituto Geográfico Nacional (<http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>).
- Dos capas de información GIS: "Delineation of riparian zones", del programa de la Unión Europea Copérnico (<https://land.copernicus.eu/>), y "Duero_Lagos_Humedales", de la Confederación Hidrográfica del Duero (<http://www.mirame.chduero.es/>).

La metodología consistió en las siguientes tareas. Todo el procesado de la información se llevó a cabo con el software QGIS (<https://qgis.org/es/site/>):

La capa GIS del programa Copérnico se usó para delinear polígonos de las zonas riparias de los cuatro ríos. Estos polígonos permitieron cartografiar y cuantificar las superficies de zona riparia sobre las ortofotos de 1956-57 y 2017. Esto requirió delinear y restar las zonas que en 1956-57 eran de vegetación riparia y en 2017 se habían convertido en zonas de cultivo. También se evaluaron los cambios de superficie de la franja arbórea dentro de cada zona riparia. La *Figura 8.1* muestra un ejemplo del análisis realizado: se puede ver la extensión de los polígonos de zona riparia y de la franja arbórea para un tramo particular del río Zapardiel en 1956-57 y en 2017.

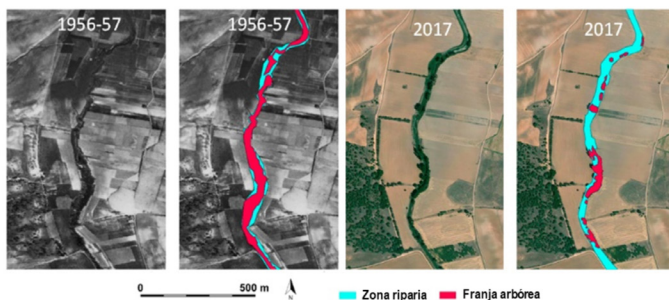


Table 1

Figura 8.1. Detalle de los polígonos de la zona riparia y la franja arbórea cartografiados en una sección del río Zapardiel para las ortofotografías de 1956-57 y 2017.

La longitud de tramos de río con flujo activo se calculó únicamente para 2017 ya que la resolución de las imágenes de 1956-57 no lo permitió. Dicha longitud se comparó con la longitud total de río, aceptando que en condiciones naturales los ríos tenían agua en todo su cauce.

La capa GIS "Duero_Lagos_Humedales" se usó para delinear humedales con $\geq 0,5$ ha sobre las fotos de ambos periodos. Este proceso requirió extender los polígonos de algunos humedales en las fotos de 1956-57 y reducir o incluso eliminar los de ciertos humedales en las fotos de 2017, ya que muchos humedales estaban secos e incluso cultivados. *La Figura 8.2* ilustra este proceso.

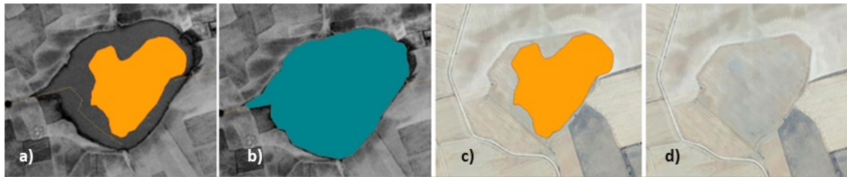


Figura 8.2. Detalle del análisis de la superficie de humedales. a) Polígono (naranja) del archivo GIS "Duero_Lagos_Humedales" sobre la ortofoto de 1956-57. b) Nuevo polígono cartografiado que recoge la lámina de agua identificada en la ortofoto 1956-57. c) Polígono del archivo "Duero_Lagos_Humedales" sobre la ortofoto de 2017. d) Aspecto del humedal en la imagen aérea de 2017, sin agua y arado.

3. RESULTADOS

Los cambios de superficie de zonas riparias estimados para los cuatro ríos entre 1956-57 y 2017 se resumen en la *Tabla 8.1*. Los resultados muestran que las superficies de zona riparia han disminuido significativamente en los cuatro ríos entre ambas fechas, de manera más drástica para los ríos Trabancos y Zapardiel. La superficie de la franja arbórea también ha disminuido para el Guareña, el Trabancos y el Zapardiel, lo que concuerda con la anterior observación. Sin embargo, en el río Adaja la banda arbórea es mucho mayor en 2017 que en 1956-57. Este cambio llamativo se atribuye a los programas de reforestación combinados con el hecho de que el río está regulado por varias presas. De hecho, el río Adaja es un lugar de la Red Natura 2000 debido a su bosque de ribera (ZEC-Riberas del Río Adaja y afluentes).

	GUAREÑA	TRABANCOS	ZAPARDIEL	ADAJA
Área de zona riparia en 2017 como proporción de la existente en 1956-57	73 %	64 %	58 %	91 %
Área de franja arbórea en 2017 como proporción de la existente en 1956-57	63 %	34 %	8 %	172 %

Tabla 8.1. Cambios estimados de superficie de zonas riparias y bandas arbóreas entre 1956-57 y 2017.

En la capa GIS "Duero_Lagos_Humedales" existen 296 polígonos con un área $\geq 0,5$ ha. En las ortofotos de 1956-57 se identificaron y re-cartografiaron 88 cuerpos de agua superficial, sumando un área total de 305 ha de humedales. Sin embargo, en las imágenes de 2017 solo se ha podido identificar un humedal con un área $> 0,5$ ha (1,4 ha). En la mayoría de los casos, en el lugar de la lámina de agua se ha identificado cultivos o tierra labrada. Por tanto, la disminución del área de humedales en la zona de estudio ha sido drástica.

Respecto a la proporción de cauces con flujo activo en 2017, el río Guareña presentaba un 35% de su curso con flujo activo, el río Trabancos apenas el 0,1%, el río Zapardiel un 5% y el río Adaja presentaba el 66 %. Los ríos Trabancos y Zapardiel estaban casi completamente secos en el verano de 2017. Como se mencionó anteriormente, el caso de Adaja es singular porque su régimen está regulado por varias presas, entre ellas la presa Castro de las Cogotas (59 hm³, construida en 1994).

4. CONCLUSIONES

El análisis de las ortofotografías de los años 1956-57 y 2017 con QGIS permitió cuantificar la variación de la superficie de zonas riparias en los ríos Guareña, Trabancos, Zapardiel y Adaja. En general la superficie de zona riparia disminuyó entre un 9 % y un 42 %, de manera más significativa para los ríos Trabancos (36%) y Zapardiel (42%). La superficie de franja arbórea disminuyó entre un 37 % y un 92 % en los ríos Guareña, Trabancos y Zapardiel, mientras que en el río Adaja aumentó un 70 %. Esto es resultado de la reforestación de un río que es casi permanente debido a que está regulado, mientras que Trabancos y Zapardiel se mostraban prácticamente secos en las imágenes de 2017. La proporción de humedales con superficie $> 0,5$ ha en el año 2017 respecto a 1956-57 fue solo de alrededor del 0,5%.

La disminución observada de las superficies de zonas riparias, franjas arbóreas y humedales se atribuye principalmente a tres causas: aumento del uso del suelo, expansión de la superficie cultivada e intensificación de las extracciones de agua subterránea. La última causa indujo un descenso del nivel freático a escala regional que supuso la disminución del flujo de base a cauces y humedales y la imposibilidad de mantener la humedad en las zonas riparias. Como estas permanecen secas la mayor parte del año, la vegetación arbórea no puede perdurar. El calentamiento global no parece ser significativo en la zona (Llorente y Bejarano, 2018), lo que sugiere que su impacto no es significativo, al menos durante las últimas décadas.

Aunque los niveles piezométricos se están recuperando en un sector de la MASMC, esto aún no está repercutiendo positivamente ni en la capacidad para mantener la vegetación riparia, ni para generar flujo de base en los ríos y/o descarga a los humedales.



5. REFERENCIAS

CEDEX, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. (2020). *Guía visual interactiva de la vegetación de ribera española*. <http://vegetacionderibera.cedex.es/intro.php>

CHD "Duero_Lagos_Humedales". <http://www.mirame.chduero.es/> Copernicus. *European system for monitoring the Earth. Delineation of Riparian Zones* <https://land.copernicus.eu/local/riparian-zones/riparian-zones-delineation>

Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A., Cummins, K.W. (1991). *An ecosystem perspective of riparian zones*. Bioscience 41, 540-551. <https://doi.org/10.23071311607>

Guswa, A.J., Brauman, K.A., Brown, C., Hamel, P., Keeler, B.L., Sayre, S.S. (2014). *Ecosystem services: challenges and opportunities for hydrologic modelling to support decision making*. Water Resources Research 50, 4553-4544. <https://doi.10.1002/2014WR015497>

Llorente, M., Bejarano, M. (2018). *Precipitation trends in the Medina del Campo Aquifer region (Spain) towards implementing Nature Base Solutions for drought and flood event*. Geophysical Research Abstracts Vol. 20, EGU2018-19593 <https://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2018/EGU2018-19593.pdf>

Manzano, M., Lambán, J. (2012). *Una aproximación a la evaluación de los servicios de las aguas subterráneas al ser humano en España*. Ambienta 98, 32-41. ISSN 1577-9491 <https://sites.google.com/gl.miteco.gob.es/revistaambienta>

Poirée, L. (2019). *Evolución de las zonas riparias de los ríos Trabancos, Zapardiel, Adaja y Guareña (cuenca del Duero) entre 1956 y la actualidad*. Trabajo fin de máster. Máster en Ciencia y Tecnología del Agua y del Terreno. 37 p. <https://repositorio.upct.es/handle/10317/8273>







CAPÍTULO 9

Evaluación del **riesgo de inundación**



AUTORES

Miguel Lorente Isidro¹.

¹ Instituto Geológico Minero de España, IGME



RESUMEN

En el capítulo se resume la evaluación del riesgo de inundación realizada en la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo (MASMC). La MASMC presenta un clima donde la variabilidad es la principal característica con respecto a los registros pluviales, con baja precipitación anual donde la contribución de un solo día de lluvia es muy significativa. Esto significa que los eventos de lluvias intensas son raros y los días sin incidencia de lluvia son los más frecuentes. Dado que la contribución de eventos de un solo día a la precipitación anual es significativa, no es una sorpresa que los años sucesivos muestren tendencias alternas. Los ríos son en su mayoría irregulares, discurriendo mínimo o ningún flujo la mayoría del año. A este promedio de bajo flujo se suman unas pendientes poco pronunciadas a lo largo de toda la MASMC, dando lugar a arroyos estrechos y poco profundos. Combinando dichas características, sería de esperar que se produjeran desbordamientos con relativa frecuencia y, en efecto, los registros históricos corroboran esa percepción, registrando una inundación cada 15 años. La localidad más afectada por las inundaciones en la región es Medina del Campo, por lo que este estudio pone el foco en el tramo del río Zapardiel que fluye a través de la misma. Se ha demostrado que flujos tan ordinarios como del 2% de probabilidad de ocurrencia anual ya podrían causar desbordamiento, si bien muy limitado. Inundaciones del 0,2 % de probabilidad sin duda tendrían un mayor impacto, llegando a algunos edificios históricos.

PALABRAS CLAVE:

- *peligro de inundación*
- *evaluación de inundaciones*
- *tendencias de precipitación*
- *lluvia*
- *flujo*
- *período de retorno*



1. INTRODUCCIÓN

La Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo (MASMC) está bajo la influencia de un clima mediterráneo. Con una precipitación media anual de unos 460 mm y una evapotranspiración potencial media anual de 750 mm, el déficit potencial de precipitación anual es severo. La precipitación está caracterizada por regímenes de caudal inter e intra anuales marcadamente irregulares; por lo tanto, los arroyos son estrechos y poco profundos, y sólo transportan agua temporalmente. Distintos autores y estudios proyectan una disminución en las tendencias de precipitación, así como un aumento de las temperaturas medias a escala macro. Sin embargo, la MASMC se encuentra en un punto de inflexión con expectativas de cambio menos claras, que podrían mantenerse en esa línea en proyecciones a corto plazo, o bien divergir hacia un aumento o disminución de las precipitaciones dependiendo de la longitud del alcance a analizar y las herramientas utilizadas para llevar a cabo el estudio.

La agricultura tiene un gran peso económico para los lugareños y viene siendo el principal consumidor de agua desde los años setenta. Las extracciones de agua subterránea han excedido la recarga, dando lugar a un drenaje progresivo del acuífero y, probablemente, a la degradación de la relación humedal-acuífero. En consecuencia, la MASMC ha sido identificada como en riesgo (tanto en términos de cantidad como de calidad) por la Confederación Hidrográfica del Duero, por lo que se han planteado varias medidas correctoras para cumplir con los requisitos de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE, 23 de octubre de 2000). Estas medidas contemplan el control y la limitación de las extracciones de aguas subterráneas, la recarga del acuífero y el seguimiento del estado de la masa, entre otros.

En cuanto a las aguas superficiales, la escasez de agua es un signo de identidad de la región, por lo que difícilmente pueden constituir una solución autosostenible (a menos que se traiga de otros lugares). Más aún, las inundaciones son fenómenos relativamente frecuentes. Desde 1.435 según los registros históricos, las inundaciones se han venido produciendo con una frecuencia media de una vez cada 15 años. En este contexto, hasta la fecha se han venido implementando diversas medidas infraestructurales para abordar este problema en el río Zapardiel y, dado que el proyecto NAIAD tiene como objetivo poner el foco en las soluciones basadas de la naturaleza (SBN), las precipitaciones y sus subsecuentes inundaciones deben evaluarse como parte de las cuestiones que afectan a la región. Por esta razón, en este estudio se ha realizado una adaptación a medida para la MASMC de una base de datos de precipitaciones homogénea y completa. Para ello se incluyó una densidad de mediciones adecuada para capturar las variabilidades espaciales y temporales, seguido de una posterior caracterización de la precipitación dentro de la masa y complementado con un análisis del impacto en los flujos.

2. DESCRIPCIÓN DE LA METODOLOGÍA

La metodología utilizada en este estudio sigue una secuencia de pasos para obtener la mayor precisión posible a partir de los datos disponibles, necesario para alimentar un enfoque de modelización hidráulica 2D para el fenómeno de inundación. Cada paso prueba la validez del enfoque, y aplica rutinas estadísticas bien conocidas. El modelo numérico seleccionado es el más adecuado



para un análisis de inundaciones teniendo en cuenta la naturaleza de la sección del río a analizar, como se explicará más adelante. Una modelización 1D podría abordar adecuadamente el bajo flujo, pero se esperaba que el desbordamiento generara vías profundamente divergentes para el flujo, modificando en gran medida las salidas.

La lógica que fundamenta esta investigación es trabajar en el principal efecto causal de las inundaciones, cuyo origen se debate entre dos hipótesis: aguas subterráneas alimentadas en períodos húmedos o impulsadas por fuertes lluvias durante los años secos o húmedos. Siempre que el nivel freático del acuífero esté muy por debajo de la superficie, se confirma la hipótesis de la lluvia como el principal desencadenante. Por lo tanto, el primer análisis consistió en la recogida y tratamiento de datos de precipitación de los pluviómetros disponibles en toda la MASMC y sus alrededores, con el fin de asegurar una cobertura espacial y altitudinal completa de los límites de las cuencas situadas dentro del área de interés, que exceden ligeramente los de la masa de agua tal como está delineada sobre los planos. Además, los límites oriental, occidental y norte de la masa están delimitados por tres ríos, de los cuales es básicamente el río Zapardiel el responsable de las inundaciones más significativas dentro de la zona de interés, con afecciones a la localidad más grande, Medina del Campo.

También se han analizado las temperaturas y se han utilizado índices de precipitación estandarizados para evaluar otras cuestiones relacionadas con las aguas superficiales, como se ha comentado en otros capítulos de este libro.

Tras el análisis de precipitación, se utilizó un modelo de precipitación-escorrentía para obtener el flujo máximo en el arroyo (ORDENFOM/298/2016). Se probaron varias transformaciones sintéticas del hidrógrafo de flujo máximo, incluyendo la forma triangular más simple para obtener un hidrógrafo SCS suavizado más sofisticado. Las curvas obtenidas después del método SCS, que es más robusto y más cercano a la opinión de los expertos sobre el comportamiento de los flujos en el área, fue utilizado como condición de contorno de entrada de flujo, mientras que el límite de salida se mantuvo transparente.

Por último, se eligió un modelo NLSWE (Non-Linear Shallow Water Equations, o Saint Venant's Equations) para obtener una vista de plano de las inundaciones. El mapeo de salida de la inundación es el flujo máximo de tiempo integrado, la profundidad y la velocidad por píxel, por lo tanto, no muestra ninguna inundación dada, sino una vista más completa de las variables que más afectan a los bienes en caso de inundaciones.



3. DATOS Y HERRAMIENTAS

Un conjunto básico de datos está disponible gratuitamente para el proyecto, incluidas referencias, carreteras, ciudades y otras unidades básicas de mapeo. Entre este conjunto de datos, son de máxima relevancia los modelos digitales de elevación (DEM) que proporciona el IGN (Instituto Geográfico

Nacional), en particular los DEM con resolución 2m (IGN 2015) y 5m pixel size (IGN 2018). Además, el conjunto de datos original a partir del cual se generaron estos datos también está disponible, compuesto por nubes de puntos LIDAR, con su clasificación, altitud y otros atributos. El píxel de 5m se ha utilizado para delinear cuencas, y el píxel de 2m se ha utilizado para el modelado hidráulico. Los puntos de nube LIDAR se utilizaron para mejorar áreas de interés particulares a lo largo del proyecto (como los diques del río o los humedales).

Los datos de temperatura y precipitación fueron solicitados a la AEMET (Agencia Española de Meteorología) siguiendo el criterio de incluir unas pocas estaciones más allá de las cuencas fluviales situadas dentro de la zona de interés. Se recogieron datos de más de 500 estaciones.

Las herramientas para analizar los datos proporcionados incluyeron Sistemas de Información Geográfica (ArcGIS v10.5, QGIS, ArcGIS Pro), software con capacidad de matriz-matemática (Octave GNU, v5; MS Office Spreadsheets) y softwares con capacidades estadísticas o desarrollo de códigos ad hoc (R versión 3, C++, VB). A partir de ahora sólo se describirán esos resultados centrados en el análisis de inundaciones.

4. RESULTADOS

Tras haber recopilado datos de precipitación de la AEMET, el primer paso fue probar la consistencia de los datos de lluvia diarios. Dicha prueba implicaba una descripción gráfica y numérica espacial y temporal 3D del comportamiento. A tal fin, se construyó una ayuda visual conforme a la evolución de la envoltura convexa de los datos (un videoclip-clip), así como una descripción abstracta de la relación entre el área cubierta por la envoltura convexa en relación con el área de interés (una representación gráfica 2D de la evolución de dicha relación). Se realizaron más pruebas para generar una comprensión más profunda del catálogo de precipitaciones, incluida una evaluación de los datos faltantes respecto al catálogo completo o la construcción de histogramas. Este enfoque permite filtrar los datos para minimizar el impacto de la mala calidad o la falta de datos (tanto en el sentido de representatividad espacial como de robustez temporal). Por lo tanto, se identificó un período de referencia en el que la fiabilidad era similar en todos los aspectos considerados. Incluso tomando el período de referencia como el más fiable para el propósito de esta investigación, los datos muestran algunas lagunas que tuvieron que ser evaluadas (completadas o ignoradas). Se llevó a cabo un enfoque ponderado multilíneal para cubrir los datos mensuales o anuales que faltaban, incluida una evaluación de las incertidumbres y el impacto en los resultados. Algunos datos no pudieron ser completados debido a incoherencias irresolubles. Se realizaron más pruebas para evaluar el impacto de estos datos faltantes en la fiabilidad del catálogo. Se ignoraron los años o estaciones en los que faltaban datos en los meses de precipitación más alta, y se incluyeron algunas con pequeños lapsos situados lejos de los máximos más frecuentes.

En cuanto a la precipitación máxima, se puede afirmar con seguridad que no hay ningún signo que sugiera cambios estadísticamente significativos en un futuro próximo. El promedio anual de precipi-



tación muestra una muy ligera tendencia, pero todavía no es significativo para un futuro cercano. La tendencia puede ser positiva o negativa dependiendo de si los datos se analizan con o sin una discretización Voronoi y ponderación del área de los datos. Por lo tanto, no está claro que cualquier cambio en la precipitación pueda seguir más allá de la descripción estadística real de los datos (Figura 9.1). Las precipitaciones máximas diarias muestran un comportamiento bimodal, lo que sugiere que las inundaciones podrían estar relacionadas con tormentas convectivas de verano o precipitaciones de tipo frontal relacionadas con el invierno (Figura 9.2). La precipitación anual está particularmente marcada por un evento de un solo día, representando más del 30% de las precipitaciones acumuladas anuales. Esto significa que la variabilidad hidrológica es una característica intrínseca de la zona, por lo tanto, existe una enorme incertidumbre en la precipitación en todos los análisis.

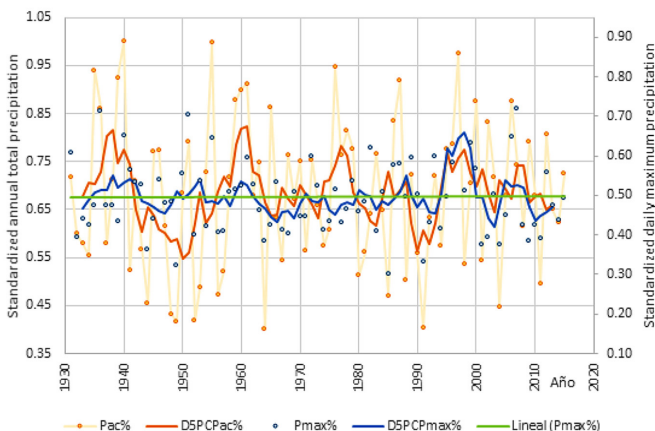


Figura 9.1. Tendencias de precipitación. Pac% en naranja es la precipitación acumulada anual (normalizada) y Pmax% en azul es la precipitación máxima diaria (normalizada), ambas acompañadas de una tendencia media de 5 años (líneas sólidas). La línea plana verde muestra la tendencia lineal.

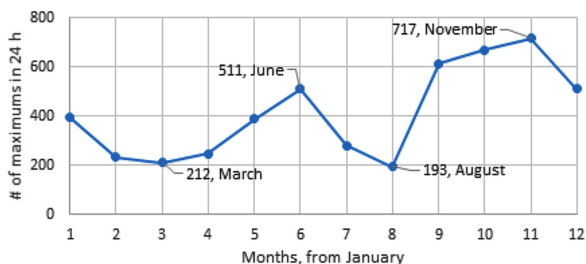


Figura 9.2. Comportamiento de precipitación diaria máximo bimodal

El análisis realizado también ha demostrado que el número de años consecutivos que mantienen una tendencia positiva o negativa siguen una tendencia exponencial. Una tendencia de crecimiento consecutiva de 5 años es 100 veces menos frecuente que una tendencia alterna, lo que significa que la variabilidad es un factor clave y, si cualquier año en particular es seco o húmedo, el escenario más probable es el siguiente sea lo opuesto.

En cuanto a los flujos, la variable principal que debía calibrarse era el coeficiente de escorrentía a través del umbral de precipitación. Para este fin se utilizaron flujos del proyecto Caumax (CEDEX, 2014) (Figura 9.3) después de estimar la forma de un hidrógrafo sintético (Figura 9.4).

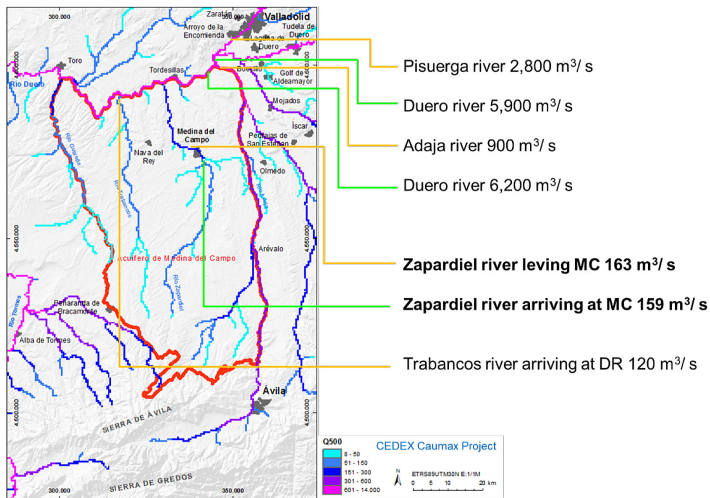


Figura 9.3. Flujos en el proyecto Caumax (después de CEDEX)

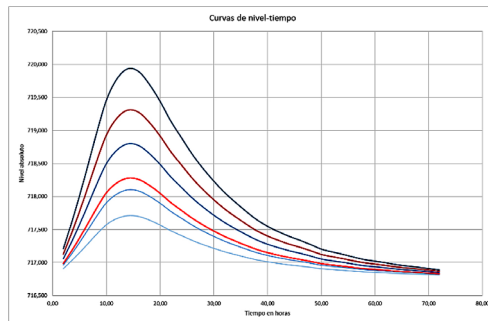


Figura 9.4. Se estimó que los hidrógrafos sintéticos desarrollaron un modelo hidráulico 2D coherente

La modelización hidráulica en sí se llevó a cabo teniendo en cuenta las infraestructuras que se construyeron específicamente para las inundaciones, a saber, los diferentes métodos de canalización del río Zapardiel a través de la ciudad de Medina del Campo. Hay una serie de infraestructuras (alcantarillas, puentes) tanto aguas arriba como aguas abajo, que seguramente afectan al caudal; sin embargo, ninguna de ellas se incluyó para tener en cuenta sólo las condiciones más similares al estado "natural" del río, excluyendo el canal. Es probable que las infraestructuras que no sean los canales causen bloqueos adicionales y, por lo tanto, un cambio sustancial en las condiciones de flujo. Así que el modelado es en realidad el más cercano a la condición natural como si ninguna otra infraestructura estuviera presente ni aguas arriba (como diques) ni aguas abajo. Los resultados muestran que Medina del Campo puede verse afectada por flujos en condiciones cercanas a las naturales (Figura 9.5). Trabajos adicionales deberían evaluar la oportunidad de utilizar áreas aguas arriba como llanuras de inundación, lo que podría contribuir a la reducción de los picos de flujos máximos.

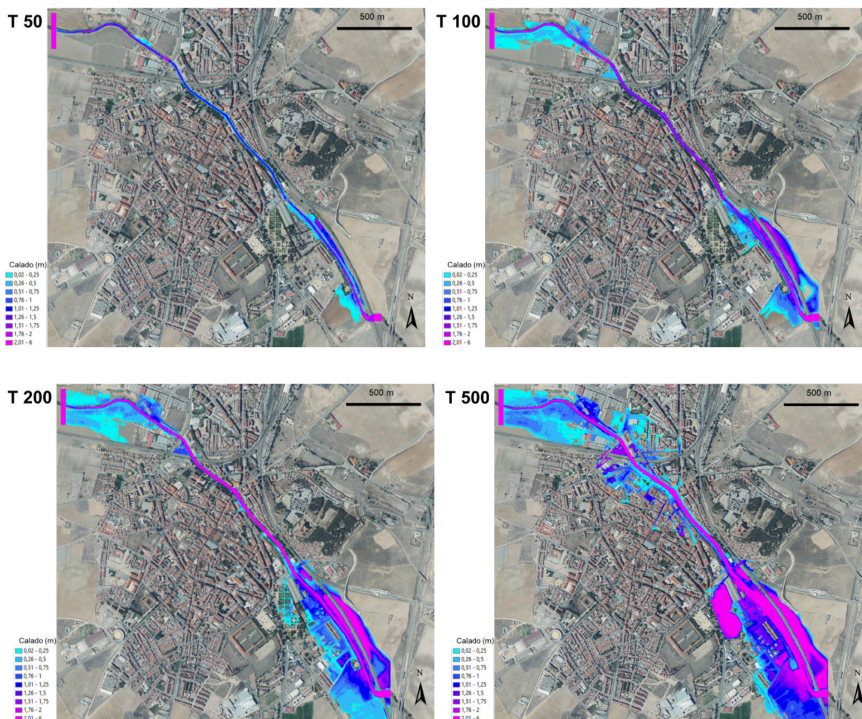


Figura 9.5. Profundidad del agua para la probabilidad de superación anual del flujo diferente considerado: 2%, 1%, 0.5% y 0.02% (50, 100, 200 y 500 período de retorno en años, respectivamente)

5. CONCLUSIONES

Medina del Campo sigue siendo propensa a las inundaciones. El alcance de tales inundaciones está muy influenciado por el canal ya construido, y son esperables desbordamientos con probabilidades tan bajas como el 2%. Por tanto, parece claro que las infraestructuras que podrían bloquear el flujo deben ser revisadas y evaluadas. Aún así, con probabilidades anuales de ocurrencia mayores, la extensión de las inundaciones resultantes es limitada, por lo que se espera que sean relativamente superficiales y con bajas velocidades. Algunas infraestructuras no evaluadas en el presente documento, incluidos los puentes y pasarelas, dentro del área y aguas arriba, y particularmente las situadas en los límites de entrada del modelo, podrían afectar en gran medida al flujo. Entre las últimas figuran dos puentes muy cercanos que probablemente promoverán la inundación de las áreas justo aguas arriba de la localidad. Por lo tanto, cualquier perturbación respecto a la condición natural en el área aguas arriba podría afectar en gran medida a las inundaciones.

Hoy en día, las inundaciones afectarían de forma natural, con una probabilidad del 2% anual, 50 casas individuales ubicadas en el sureste, con una profundidad superior a 1,3 metros. Una cantidad similar de casas individuales situadas a menos de 0,4 metros del río al suroeste también se verían afectadas. La zona verde de Villa de las Ferias, también en la zona SE, alcanzaría profundidades más allá de los 3m. Siguiendo el flujo aguas abajo, dos o tres filas de casas se verían afectadas por el caudal, incluyendo algunos edificios del Patrimonio Cultural (como las Carnecerías Reales y los edificios más cercanos al río desde el Ayuntamiento). En general, Medina del Campo sigue ejerciendo presión sobre el río Zapardiel. La mayor parte de la presión urbanística podría ser impulsada después de los niveles de agua muy variables que generalmente serían cero o cerca de cero la mayor parte del año, la mayoría de los años.

5. REFERENCIAS

CEDEX (2014). CAUMAX – *Mapa de Caudales Máximos de España en régimen Natural*. Datos publicados en el ámbito del Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables en la web del ministerio.

ORDEN FOM/298/2016: *Norma 5.2-IC. Drenaje Superficial* (Orden FOM/298/2016 de 15 de febrero).

IGN (2015). *LIDAR 2a cobertura*.

IGN (2018). *Modelo Digital del Terreno a 5 m de pixel*.





CAPÍTULO 10

Análisis físico de la **evolución de servicios ecosistémicos** de las aguas subterráneas en la Masa de Agua Subterránea Medina del Campo mediante modelación del flujo regional



AUTORES

Mar Alcaraz¹, Marisol Manzano¹, Malgorzata Borowiecka¹,
Virginia María Robles¹, Marta Faneca².

¹ Universidad Politécnica de Cartagena.

² DELTARES

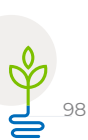


RESUMEN

En el marco del proyecto NAIAD se ha investigado tanto el estado actual como la posible evolución futura de dos servicios ecosistémicos esenciales de las aguas subterráneas (SEAS) en la Masa de Agua Subterránea Medina del Campo (cuenca del río Duero) que contribuyen al bienestar humano. Estos SEAS son: 1) Provisión de agua subterránea dulce para cualquier uso y 2) Generación y mantenimiento de ecosistemas superficiales dependientes del agua subterránea (ríos y humedales). La posible evolución futura se ha analizado mediante modelación del flujo de agua subterránea, considerando diferentes escenarios de variabilidad climática y varias estrategias de gestión de las aguas subterráneas. El modelo hidrogeológico conceptual requirió la revisión e integración de una gran cantidad de información geológica e hidrogeológica generada desde principios de la década de 1970. La modelación se realizó con MODFLOW, utilizando la versión iMod. La calibración se realizó con PEST. Para conocer el impacto de los distintos escenarios y estrategias sobre la evolución de los SEAS seleccionados, se estudiaron los resultados de los modelos entre los años 2018 y 2050 y 2350 en términos de cambios en los niveles piezométricos (para evaluar el SEAS 1) y en la superficie inundada debido al afloramiento de agua subterránea (para evaluar el SEAS 2). Las principales conclusiones son: en el corto plazo (2050), ni el cambio climático ni los cambios en la gestión de las aguas subterráneas tienen un impacto relevante sobre las cotas piezométricas; a largo plazo (2350), la gestión de las aguas subterráneas tiene un impacto mucho mayor en la recuperación piezométrica que el cambio climático, e incluso pequeños cambios de gestión producen impactos notables. Si el índice de explotación de aguas subterráneas se reduce del actual 1,65 a 0,8 para el año 2050, recuperar los niveles piezométricos y las áreas inundadas al estado natural implicaría unos 2025 años, mientras que con el cese total de la extracción de agua subterránea se necesitarían unos 300 años. Estos resultados son útiles para apoyar la gestión.

PALABRAS CLAVE:

- *Medina del Campo*
- *servicios ecosistémicos de las aguas subterráneas*
- *modelación regional del flujo*
- *escenarios climáticos y de gestión*
- *recuperación piezométrica*
- *arroyos y humedales.*



1. INTRODUCCIÓN

La Masa de Agua Subterránea Medina del Campo (MASMC) suministra diferentes servicios ecosistémicos de las aguas subterráneas (SEAS), tales como la provisión de agua para riego y usos urbanos, y la generación y mantenimiento de ecosistemas superficiales (humedales, arroyos, bosques de ribera). La extracción intensiva de agua subterránea desde finales de la década de 1970 redujo severamente el suministro de estos SEAS, principalmente debido al descenso de los niveles de agua subterránea.

En el marco del proyecto NAIAD se ha analizado la posible evolución futura de dos SEAS que desempeñan un papel principal en la mitigación del impacto de las sequías en la actividad humana y en el apoyo de los ecosistemas superficiales en la MASMC. Esto se ha realizado mediante modelación del flujo de agua subterránea, considerando diferentes escenarios de variabilidad climática y estrategias de gestión de aguas subterráneas previamente acordados con la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD) y otros socios de NAIAD involucrados en los estudios de la MASMC. Se evaluaron dos SEAS principales: 1) Provisión de agua subterránea dulce para cualquier uso, cuyo suministro ocurre a través de los bombeos, y 2) Generación y mantenimiento de ecosistemas superficiales dependientes del agua subterránea, cuyo suministro ocurre a través de la descarga de agua subterránea a arroyos, humedales y masas de vegetación freatófica (bosques de ribera). Mejorar el primer SEAS requiere aumentar la cantidad de agua subterránea almacenada en el acuífero; mejorar el segundo requiere que los niveles piezométricos asciendan por encima de las cotas del lecho de los ríos y humedales.

El objetivo de este trabajo es sintetizar los estudios realizados por los autores en el proyecto NAIAD para mejorar la comprensión de las relaciones acuífero terciario-ríos-humedales y acuífero-extracciones, con énfasis en el papel relativo del cambio climático y de las estrategias de gestión de las aguas subterráneas para mejorar la provisión de los SEAS evaluados. Una síntesis de los resultados se ha publicado en Mayor et al. (2021). El trabajo está aún activo.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 MODELO HIDROGEOLÓGICO CONCEPTUAL

El modelo hidrogeológico conceptual se estableció en base a una profunda revisión de la información geológica e hidrogeológica histórica y reciente disponible; principalmente IGME (1980, 1982, 1983, 1989, 1991), IGME y DGA (2010), CHD (2015), y las columnas litológicas y series temporales piezométricas de la red de monitoreo piezométrico de la CHD.

La heterogeneidad geológica de la MASMC se conceptualizó en tres unidades hidrogeológicas: un acuífero profundo semiconfinado (arenas y limos del Terciario), un acuífero somero libre (arenas y limos del Terciario y arenas, limos y gravas del Cuaternario), y un acuitardo entre ambos (limos del Terciario).



El flujo regional discurre desde el sur, donde aflora el basamento en el Sistema Central, hacia el norte, en dirección al cauce del río Duero. En condiciones de flujo natural (que se acepta existían hasta mediados del siglo XX), la recarga procedería exclusivamente de la precipitación y la descarga se produciría a través de ríos, humedales y evapotranspiración de la vegetación de ribera. Actualmente, con flujo modificado por la presión antrópica, buena parte de las salidas naturales se han sustituido por extracciones para riego. Esto ha ocasionado el descenso continuado de los niveles de agua subterránea desde la década de 1970 y la desconexión de la mayoría de los ríos y antiguos humedales hipogénicos del acuífero somero.

2.2 MODELO NUMÉRICO DE FLUJO DE AGUA SUBTERRÁNEA

Una versión preliminar del modelo numérico fue realizada por Deltares. Para esa versión se recopiló y procesó parte de la información pre-existente; además, ese modelo permitió retroalimentar el modelo conceptual hidrogeológico. La versión preliminar consistió en un modelo en estado estacionario al cual se le incorporaron los valores de bombeo del año 2017. El modelo numérico presentado en este artículo es una versión intermedia de un modelo final, aún en desarrollo; que pretende incluir la simulación del transporte de nitratos. Se utilizó el código MODFLOW-2005 (Harbaugh et al., 2017) para resolver las ecuaciones en diferencias finitas del flujo de agua subterránea en medios porosos y iMOD como interfaz visual (Vermeulen et al., 2019).

2.3 GEOMETRÍA, DOMINIO Y DISCRETIZACIÓN ESPECIAL

El dominio del modelo numérico incluye la MASMC y también las dos masas de agua subterránea adyacentes, Tierra del Vino (al oeste) y Los Arenales (al este), con el fin de obtener una mejor definición de las condiciones de contorno para la MASMC. El modelo abarca 8809 km², mientras que la MASMC ocupa 3.941 km². El dominio se divide en una malla regular de 312 columnas y 213 filas, con un tamaño de celda de 500x500 m. La elevación del terreno varía desde 625 al norte hasta 1.199 m snm al sur.

La discretización vertical del modelo 3D consta de tres capas: la capa 1 representa el acuífero libre somero y tiene un espesor de 15 m; la capa 2 representa el acuitardo, con un espesor constante de 35 m; finalmente, la capa 3 representa el acuífero semiconfinado, cuyo espesor va desde los 50 m hasta el basamento, el cual aparece a una profundidad variable entre los 500 m y >1000 m bajo el río Duero.

2.4 ZONIFICACIÓN DE PARÁMETROS

La zonificación de la conductividad hidráulica se basó en la litología superficial del IGME (1982, 1989, 1991) y se calibró automáticamente con el código PEST (Doherty y Hunt, 2010). Los valores calibrados para la conductividad horizontal variaron entre 0,01 y 100 m/d, que son consistentes con los resultados de los ensayos de bombeo de IGME (1980, 1983). El error absoluto promedio después de la calibración fue de 13 m para 67 pozos de observación distribuidos uniformemente en el dominio.

Los valores de coeficiente de almacenamiento para cada capa se asignaron de acuerdo con los de porosidad eficaz para la capa 1 (0,1) y con los de coeficiente de almacenamiento obtenidos en ensayos bombeos para las capas 2 y 3 (10-4 para ambas capas), tomados todos de IGME (1980).

2.5 DISCRETIZACIÓN TEMPORAL Y CONDICIONES INICIALES

El estado natural del sistema acuífero se modeló en régimen estacionario y el resultado se utilizó como condiciones iniciales. El período de tiempo utilizado para la calibración fue de 1950 a 2018. El tiempo se prolongó desde 2018 hasta 2050 para simular el flujo y los niveles de agua subterránea bajo los diferentes escenarios climáticos y de gestión descritos más abajo, e incluso se simuló hasta 2350 para analizar la evolución a largo plazo. En todos los casos se definió un intervalo de tiempo de paso de un año.

2.6 CONDICIONES DE CONTORNO, RECARGA Y TASA DE EXPLOTACIÓN

Los ríos se introdujeron como condición de contorno de segundo tipo (Neumann), definida a partir de la topografía y de un valor de conductancia calibrado manualmente. En los contornos se estableció flujo nulo con dos excepciones: en el límite sur, donde se estableció un flujo lateral de 10 hm³ /año (siguiendo a IGME, 1980, 1983) que se definió como pozos de inyección, y en el límite norte, donde hay descarga al río Duero.

La recarga de agua subterránea se definió como el 6% de la precipitación total, siguiendo las estimaciones realizadas mediante balance de masa de tritio en las tres masas de agua subterránea por Plata et al. (1996). Los datos meteorológicos necesarios para cuantificar los valores de recarga se obtuvieron a partir de la variación espacial de la precipitación media para el período 1940-2005 (www.chduero.es).

Existía una notable incertidumbre sobre las profundidades de los bombeos y la evolución temporal de los caudales extraídos, principalmente debido a una legalización generalizada, en 1988, de los sondeos/pozos existentes, y también al abandono de captaciones secas en la década de 1990. Por ello, se ajustó una función temporal de extracciones simple basada en datos oficiales y en observaciones. Según datos de CHD, el índice de explotación (IE, relación entre la extracción y la recarga totales) podría haber sido mayor a 1,5 entre 2008 y 2016. El único dato confiable es el caudal de extracción legalmente autorizado, que asciende a 1,3 hm³/día, distribuido entre más de 20.000 pozos en las tres masas de agua subterránea. En la MASMC se bombean 0,7 hm³/día en unos 5.700 pozos/sondeos (CHD, 2015 y comunicación personal).

2.7 ESCENARIOS MODELADOS

El flujo de agua subterránea se modeló para cuatro escenarios de gestión y tres escenarios climáticos acordados entre los investigadores de NAIAD y la CHD. Los escenarios de gestión se implementaron a través del IE, que se redujo linealmente desde su valor real (1,65, según CHD) al IE objetivo (IE₀) para el año 2050: 0) IE₀=1,65, situación normal (BAU); 1) IE₀=0,85; 2) IE₀=0,8; 3)

$IE_0=0,0$. El modelo 2) es el objetivo de CHD, el modelo 1) tenía como objetivo conocer la sensibilidad a pequeños cambios en la gestión de las aguas subterráneas; el modelo 3) es una referencia. Los escenarios climáticos se definieron a través del valor de la precipitación: A) sin cambios en la precipitación; B) la precipitación aumenta un 3 % para 2050 (valor promedio de varios modelos de proyección climática preparados por uno de los participantes en NAIAD, el Centro de Servicios Climáticos de Alemania); C) las precipitaciones disminuyen un 8 % para el 2050 (según CEDEX, 2017).

2.8 EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS (SEAS)

El impacto relativo de los diferentes escenarios sobre el SEAS *Provisión de agua subterránea dulce para cualquier uso*, es decir, el incremento de agua subterránea almacenada disponible para usos humanos, se evaluó comparando los resultados de los modelos en términos tanto de cambios piezométricos totales (en m) como de tasa de evolución (m/año) entre 2018 y 2050 y 2350. El impacto de los diferentes escenarios modelados sobre el SEAS *Generación y mantenimiento de ecosistemas superficiales dependientes del agua subterránea*, es decir, sobre las condiciones para la descarga de aguas subterráneas en arroyos y humedales, se evaluó comparando el área total inundada resultante del afloramiento de agua subterránea en la superficie.



3. RESULTADOS

En la *Tabla 10.1* se muestra una síntesis de los resultados de la modelación. En relación con el SEAS Provisión de agua dulce subterránea para cualquier uso, los resultados mostraron que, en el corto plazo (año 2050), el nivel piezométrico en el centro del área de estudio (cerca de la ciudad de Medina del Campo) sería el mismo que en el año 2018 (sin cambios) para $IE_0=0,8$, 1 m más bajo (-1 m) para $IE_0=0,85$ y 3 m más alto para $IE_0=0,0$, bajo cualquier escenario climático. A largo plazo (año 2.350), el nivel piezométrico sería 2 m más alto con $IE_0=0,8$ que con $IE_0=0,85$ para cualquier escenario climático, y entre 27 y 30 m más alto para $IE_0=0,0$. Por lo tanto, la gestión del agua subterránea tiene un impacto mucho mayor en la recuperación piezométrica que el cambio climático. Además, pequeños cambios de gestión producen impactos notables.

ESCENARIOS CLIMÁTICOS	ESCENARIOS DE GESTIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS			
	0. BAU ($IE=1,65$)	1. $IE_0 = 0.85$	2. $IE_0 = 0.80$	3. $IE_0 = 0.00$
A. Precipitación actual (sin cambios)	2050: -10 m	2050: -1 m 2350: +4 m (0,012 m/año)	2050: 0 m 2350: +6 m (0,018 m/año)	2050: +3 m 2350: +29 m
B. Aumento del 3 % de la precipitación para 2050	2050: -10 m	2050: -1 m 2350: +5 m (0,015 m/año)	2050: 0 m 2350: +7 m (0,021 m/año)	2050: +3 m 2350: +30 m
C. Disminución del 8 % de la precipitación para 2050	2050: -10 m	2050: -1 m 2350: +2 m (0,006 m/año)	2050: 0 m 2350: +4 m (0,012 m/año)	2050: +3 m 2350: +27 m

Tabla 10.1. Cambios piezométricos calculados para un pozo ubicado cerca de la ciudad de Medina del Campo bajo los escenarios climáticos y de gestión considerados. Los cambios se refieren al año 2018.

Puesto que los cambios climáticos considerados tienen un impacto muy pequeño y, además, los cambios climáticos potenciales son inciertos en sí mismos, la evaluación del SEAS *Generación y mantenimiento de ecosistemas superficiales dependientes del agua subterránea* se basó solo en el efecto de los cambios en la gestión de las aguas subterráneas. Suponiendo un área inundada total de 76,000 ha en el año 1950 como referencia de las condiciones naturales (calculada con el modelo en régimen estacionario), y un área inundada remanente del 31 % para el año 2018, para el escenario objetivo de $CHD IE_0=0,8$ se produciría una recuperación del 35 % de la superficie en el año 2050, y del 54 % en



el año 2350 (Figura 1). Estimaciones adicionales mostraron que con $IE_0 = 0,8$ se necesitarían hasta 2025 años para recuperar toda la superficie inundada en régimen natural, mientras que podría recuperarse casi por completo para 2350 con $IE_0 = 0,0$.

4. CONCLUSIONES

Una de las principales conclusiones de la modelación del flujo regional de agua subterránea realizada en la Masa Medina del Campo para evaluar la evolución futura de dos servicios ecosistémicos del agua subterránea, la *Provisión de agua subterránea dulce para cualquier uso y la Generación y mantenimiento de ecosistemas superficiales dependientes del agua subterránea*, es que la gestión del agua subterránea (modelada mediante la reducción del índice de explotación) tendría un impacto mucho mayor en la recuperación piezométrica que el cambio climático (modelado mediante la modificación de la recarga al acuífero regional). Otra conclusión relevante es que el sistema acuífero es muy sensible a la gestión de la explotación, ya que pequeñas variaciones del índice de explotación (por ejemplo, de 0,8 a 0,85) tienen un impacto significativo en la recuperación de los niveles a largo plazo.

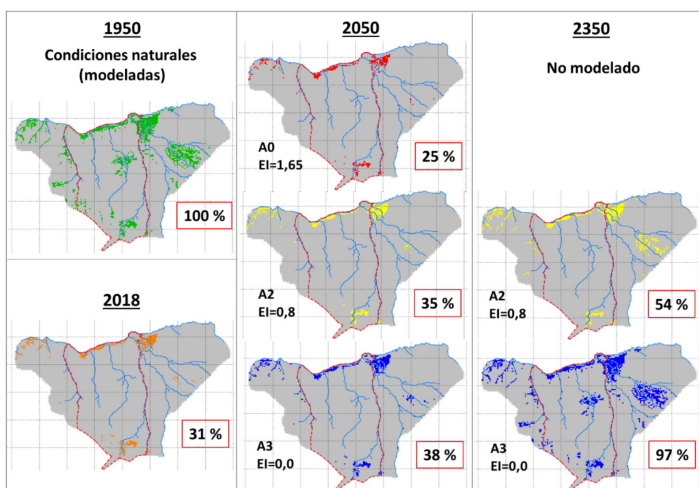


Figura 10.1. Áreas inundadas simuladas en 1950 (estado natural) y en 2018, 2050 y 2350 para el escenario climático A y los escenarios de gestión 0, 2 y 3 de la Tabla 1.

La modelación también mostró que, en el corto plazo (2050), el impacto tanto del cambio climático como de los cambios de gestión sobre los niveles piezométricos sería irrelevante: no habría una recuperación significativa de los niveles ni de las áreas inundables (ríos y humedales). Por otro lado, a largo plazo (2350) los escenarios climáticos son levemente relevantes, mientras que los

escenarios de gestión tienen una gran influencia: si cesara la explotación de aguas subterráneas (IEO=0,0), tanto los niveles piezométricos como las áreas inundadas recuperarían su estado natural al cabo de unos 300 años, mientras que para el escenario objetivo de CHD, IEO=0,8, la recuperación requeriría unos 2025 años.

Este trabajo ilustra el uso de una metodología sólida para evaluar el impacto y la efectividad relativos de escenarios y estrategias bastante diversas sobre la recuperación de niveles de un gran sistema acuífero regional sobre el cual aún existen incógnitas. Los resultados obtenidos pueden ser útiles para apoyar decisiones de gestión.

AGRADECIMIENTOS

Las autoras agradecen al personal de la Confederación Hidrográfica del Duero las instructivas reuniones sobre la Masa de Agua Subterránea Medina del Campo, y a los colegas del proyecto NAIAD las valiosas discusiones sobre la Demo de Medina.

5. REFERENCIAS

CEDEX. (2017). *Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos y sequías en España*. Centro de Estudios Hidrográficos del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, Ministerio de Fomento, Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

CHD (2015). *Plan Hidrológico de la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero (2015-2021)*. Memoria del Plan Hidrológico de Cuenca. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Doherty, J.E., Hunt, R.J. (2010). Approaches to highly parameterized inversion-A guide to using PEST for groundwater-model calibration; 2010; SIR; 2010-5169. United States Geological Survey.

Harbaugh, A.W., Langevin, C.D., Hughes, J.D., Niswonger, R.N., and Konikow, L. F. (2017). *MODFLOW-2005 version 1.12.00, the U.S. Geological Survey modular groundwater model: U.S. Geological Survey Software Release*, 03 February 2017.

IGME (1980). *Proyecto de investigación hidrogeológica de la Cuenca del Duero. Sistemas no 8 y 12*. Plan Nacional de Investigación de Aguas Subterráneas; Instituto Geológico y Minero de España Madrid. Servicio de Publicaciones, Ministerio de Industria y Energía. Colección Informe.

IGME (1983). *Modelo matemático de flujo de la zona sur del Duero*.

IGME (1982). *Evolución piezométrica de los acuíferos en la Cuenca del Duero. Análisis del periodo 1972-1981*. Colección Informe.

IGME (1982, 1989, 1991). *Mapa hidrogeológico de España escala 1:200.000*. Hojas: 37, Salamanca; 29, Valladolid; 38, Segovia.

IGME y DGA (2010). *Actividad 4: Identificación y caracterización de la interrelación que se presenta entre aguas subterráneas, cursos fluviales, descarga por manantiales, zonas húmedas y otros ecosistemas naturales de especial interés hídrico. Demarcación Hidrográfica 021 Duero, Sistema de explotación 021.10 Bajo Duero. Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas.*

Mayor, B., de la Hera-Portillo A., Llorente M., Heredia J., Calatrava J., Martínez D., Manzano M., García-Alcaraz M.M., Robles-Arenas, V., Borowiecka, M., Mediavilla R., de la Orden JA., López-Gutiérrez J., Aguilera-Alonso, H., Basco L., Faneca M., Trambauer P., Hermawan T., Giordano, R., Gómez E., Zorrilla-Miras P., Rica, M. Vay L., Rubio F., Marín-Lechado C., Ruíz-Constán A., Bohoyo-Muñoz F., Marcos, C., López Gunn E. (2021) *Multidisciplinary assessment of nature based strategies to address groundwater overexploitation and drought risk in Medina del Campo Groundwater Body*. Chapter 11 in: Lopez Gunn, E., P. Van der Keur, N. Van Cauwenbergh, L. Coent and R. Giordano (eds.). *Greening Water risks: natural assurance schemes*, Springer, Series on water security.

Plata Bedmar, A., Pérez Zabaleta, E., Moreno Sánchez, J. (1996). *Evaluación de la recarga moderna de la unidad hidrogeológica Los Arenales usando técnicas isotópicas*. Revista Digital del CEDEX, (103), 131-145.

Vermeulen, P.T.M, F.J. Roelofsen, B. Minnema, L.M.T. Burgering, J. Verkaik and A.D. Rakotonirina. (2019). iMOD User Manual. Version 5.0, December 24, 2019. Deltares, The Netherlands.



CAPÍTULO 11

Evaluación de la **recarga artificial del acuífero** como una solución basada en la naturaleza



AUTORES

Javier Heredia¹, Héctor Aguilera¹,
Víctor Gómez-Escalonilla², Pedro Martínez-Santos²,
José Antonio de la Orden¹, Julio López-Gutiérrez¹.

¹ Instituto Geológico y Minero de España, IGME

² Universidad Complutense de Madrid, UCM



RESUMEN

El sistema hidrogeológico de la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo (MASMC) se caracteriza por una alternancia de formaciones con distintas permeabilidades. Existen numerosos niveles acuitados que propician la formación de tramos colgados e interceptan el agua infiltrada en superficie, dificultando la recarga del acuífero profundo regional. El fuerte descenso de los niveles piezométricos en el acuífero regional hizo, que la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD) proyectase la recarga artificial del acuífero regional con excedentes de agua disponibles de enero a marzo, que alcanzan los 2,5 hm³ en un año medio. La recarga artificial superficial se realizaría inundando el arroyo de la Vega hasta su afluencia al río Zapardiel. El IGME desarrolló dos modelos con el objetivo de evaluar el impacto de la recarga sobre el acuífero profundo regional, las lagunas Reales y La Rabiosa y el acuífero colgado somero. El estudio observó que, en una década, llega al acuífero profundo una media del 14 % de lo recargado; el nivel del acuífero somero se mantiene a 1 m bajo el lecho de las lagunas; y el efecto sobre los niveles del acuífero somero, es irrelevante a más de 500 m de las márgenes del arroyo. Se concluyó que la recarga superficial no es una actuación adecuada para la recuperación del acuífero profundo, ni la restauración del sistema lagunar.

PALABRAS CLAVE:

- *recarga artificial*
- *modelo sistema acuífero multicapa*
- *cuenca río Zapardiel.*



1. INTRODUCCIÓN

El sistema hidrogeológico de Medina del Campo se caracteriza por una alternancia de formaciones con distinta permeabilidad. En este medio heterogéneo, destaca la presencia de acuitardos limo-arcillosos discontinuos que propician la existencia de numerosos acuíferos colgados, que interceptan el agua que se infiltra en superficie, dificultando su circulación hasta el acuífero profundo regional. Ante el importante descenso de los niveles de este acuífero, la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD) proyectó la recarga artificial del acuífero regional con los excedentes de agua procedentes del embalse de Las Cogotas. Se estimó que en un año medio este excedente sería de 2.5 Mm³ y estaría disponible los meses de enero a marzo. La recarga artificial superficial se realizaría por vertido en el cauce del arroyo de la Vega e inundaría todo su curso hasta su confluencia con el río Zapardiel, en un tramo de 11.5 km (Figura 11.1).

El IGME, teniendo como objetivo principal el estudio del impacto de la recarga proyectada sobre el sistema hidrogeológico de la MASM, desarrolló dos modelos. Un modelo representó el sistema acuífero multicapa considerando los acuíferos colgados y tuvo como objetivos evaluar el impacto de la recarga sobre el acuífero profundo regional y analizar la incidencia de los acuitardos sobre la percolación en el sistema acuífero multicapa. El otro modelo representó el acuífero somero con el objetivo de evaluar el impacto de la recarga, observando el incremento de sus niveles, la posible descarga a las lagunas Reales y La Rabiosa y la percolación hacia los acuíferos subyacentes.

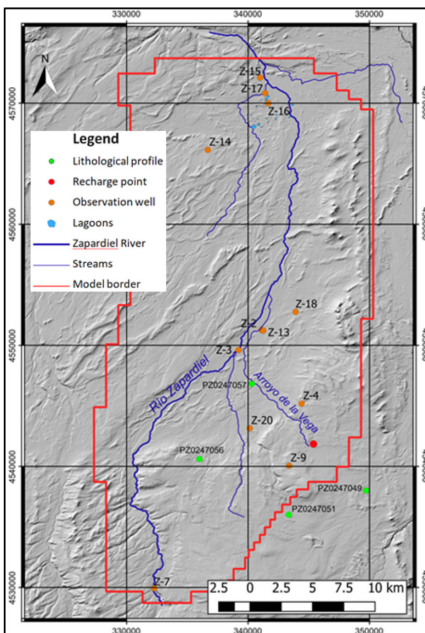


Figura 11.1. Áreas inundadas simuladas en 1950 (estado natural) y en 2018, 2050 y 2350 para el escenario climático A y los escenarios de gestión 0, 2 y 3 de la Tabla 1.

2. DESCRIPCIÓN DE LA METODOLOGÍA

El escenario de recarga es simétrico respecto al eje del cauce, por ello el modelo multicapa comprende la mitad del arroyo de la Vega (4 m), se extiende hasta 2.500 m, y en profundidad alcanza el nivel piezométrico del acuífero regional a 71 m. El modelo representa la secuencia y potencia de los niveles estratigráficos basada en las columnas litológicas de cuatro sondeos del entorno del punto de recarga (*Figura 11.1, Tabla 11.2*). En este sistema hidrogeológico multicapa destacan dos rasgos que le confieren complejidad: la alternancia de materiales con permeabilidades de gran contraste entre sí y la presencia de tres acuitardos. Los dos acuitardos más superficiales poseen espesores notables (8 m y 7 m) y generan la formación del acuífero somero y de otro acuífero colgado, que desde los 38 m de profundidad tiene prácticamente continuidad con aquel. El tercer acuitardo, de sólo 1 m, genera un acuífero colgado de igual potencia. A la par, existen materiales muy permeables con un bajo grado de saturación. Este conjunto, define un sistema donde la circulación del agua es compleja, al alternarse zonas saturadas y no saturadas. Los parámetros del modelo no se calibraron y su definición se basó en una bibliografía rigurosa (Custodio y Llamas, 1982; Carsel and Parrish, 1988; Wösten et al., 1999; Freeze and Cherry, 1979; Johnson, 1992). Las décadas media y tipo se simularon con un paso de tiempo mensual. El nivel del acuífero somero se situó a la profundidad observada en la zona de recarga de 3 m.

Year	Type of year	Natural recharge Oct-Apr (m/d)	Irrigation return flow + Nat. Rech. May-Sep (m/d)	MAR water pressure head Jan-Mar (m/d)
1	wet	1.02E-04	1.32E-04	0.40
2	wet	1.02E-04	1.32E-04	0.40
3	average	7.28E-05	1.20E-04	0.30
4	average	7.28E-05	1.20E-04	0.30
5	wet	1.02E-04	1.32E-04	0.40
6	average	7.28E-05	1.20E-04	0.30
7	average	7.28E-05	1.20E-04	0.30
8	dry	5.29E-05	1.08E-04	0.00
9	average	7.28E-05	1.20E-04	0.30
10	dry	5.29E-05	1.08E-04	0.00

Tabla 11.1 Secuencia de recarga de la década media

Material	Parameters:		Saturated Zone		Unsaturated Zone				
	Depth (m)		K_s (m/d)	S_s	ϕ (m ³ /m ³)	RMC (m ³ /m ³)	α (m ²)	β	
	Top	Bottom							
Alluvial soil	0	2	2.5	0.001	0.43	0.08	5.90	1.48	
Silty sand 1	2	21	1	0.001	0.35	0.06	7.50	1.89	
Clayey silt 1	21	29	0.001	0.0001	0.50	0.12	1.60	1.37	
Gravel sand 1	29	31	50	0.0001	0.30	0.01	14.50	2.68	
Silty gravel 1	31	38	10	0.0001	0.25	0.01	12.40	2.28	
Clayey silt 2	38	45	0.001	0.0001	0.50	0.12	1.60	1.37	
Silty gravel 2	45	49	10	0.0001	0.25	0.01	12.40	2.28	
Gravel sand 2	49	53	50	0.0001	0.30	0.01	14.50	2.68	
Silty sand 2	53	56	1	0.001	0.35	0.06	7.50	1.89	
Gravel sand 3	56	58	50	0.0001	0.30	0.01	14.50	2.68	
Clayey silt3	58	59	0.001	0.0001	0.50	0.12	1.60	1.37	
Gravel sand 4	59	61	50	0.0001	0.30	0.01	14.50	2.68	
Silty sand 3	61	62	1	0.001	0.35	0.06	7.50	1.89	
Silty gravel 3	62	64	10	0.0001	0.25	0.01	12.40	2.28	
Silty sand 4	64	71	1	0.001	0.35	0.06	7.50	1.89	

Tabla 11.2. Potencias del Sistema multicapa

El modelo del acuífero somero comprende la casi totalidad de las cuencas alta y media del río Zapardiel. Su límite aguas arriba es la isopieza de 875 m, en el sur, y aguas abajo, la de 715 m, en el norte. Ambas isopiezas definen sendas condiciones de contorno de nivel fijo. Los límites este y oeste lo definen líneas de flujo. Las zonas de permeabilidades y almacenamiento (*Figura 11.2*) se ajustan a la cartografía de permeabilidades definida por el IGME (<http://info.igme.es/visorweb/>). Los parámetros de permeabilidad y almacenamiento se calibraron para los años 2016/17 y 2017/18, que es el período de toma de datos de la red de observación del IGME (*Figuras 11.1 y 11.2*). El río Zapardiel y el arroyo de la Vega se representaron con la condición de DREN, que se corresponde con su régimen hídrico temporal. Sin em-



bargo, para las simulaciones, en el arroyo de la Vega se impuso una condición de "río". En ésta, la carga hidráulica en el arroyo, corresponde a la que se produciría por inundación para la recarga artificial: 0,3 m, los años medios, y 0,4 m, los años húmedos. La recarga durante la calibración corresponde al período 2016/17-2017/18 de la serie sintética y es diaria. Durante la simulación, la recarga se corresponde con la calculadas para las décadas media y tipo y el cálculo es semanal.

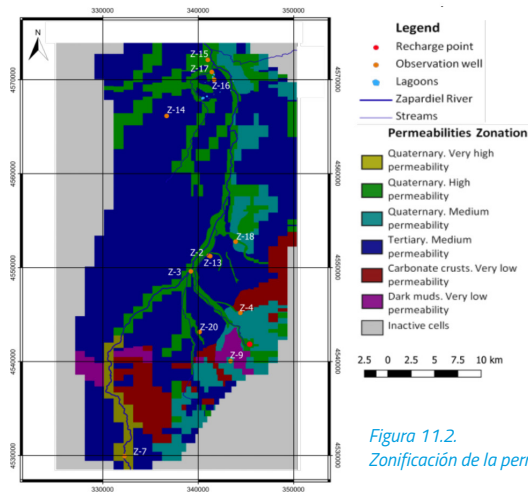


Figura 11.2.
Zonificación de la permeabilidad

El modelo del acuífero somero realiza dos simplificaciones. Una es representar el acuífero somero cómo una formación continua, con una potencia de 20 m, cuando en realidad, está constituido por una serie de acuíferos colgados con diferentes grados de interconexión, débil en algunos casos. La otra es representar el acuitardo con una potencia constante de 10 m, siendo la potencia del acuitardo variable. Esto influye en la infiltración hacia las formaciones más profundas, que dependen del espesor del acuitardo y la cota de su base, impuesta como condición de nivel prefijado.

3. RESULTADOS

El grado de saturación de las formaciones del sistema multicapa (Figura 11.3) al finalizar la década tipo, pone en evidencia el control que los acuitardos imponen a la circulación del agua. Los dos potentes acuitardos más superficiales generan una zona saturada casi continua donde se aprecia el domo que produce la recarga en el nivel freático. Bajo esta zona, se encuentran dos niveles de material grueso (gravas limosas y gravas y arenas) con un grado de saturación muy bajo. El pequeño acuitardo profundo (58 m - 59 m) no ve alterado su estado natural, ni el acuífero colgado que genera incrementa su nivel, ni las gravas y arenas subyacentes aumentan su escaso contenido de agua.

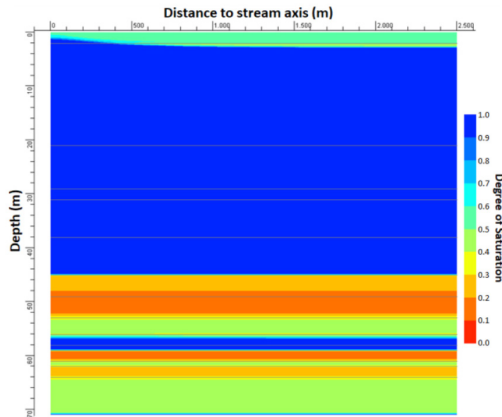


Figura 11.3. Modelo sistema multicapa: grado de saturación Década de tipo, $t = 3650$ d.

Se define la eficiencia de la recarga como la relación porcentual entre los volúmenes de agua que alcanzan el acuífero regional y el vertido en la recarga artificial. El modelo evalúa que la recarga media ponderada en la década tipo es del 14%. Se observa también que en los primeros dos años de recarga el agua no llega el acuífero regional y que en el primer lustro, el volumen acumulado del agua que llega a este acuífero es del 5% del agua de recarga. Este bajo rendimiento es resultado del control que ejercen los acuitardos sobre la infiltración.

La diferencia del nivel de los acuíferos al final de la década tipo y al final del último período de recarga en el noveno año respecto al régimen natural (Figura 11.4), dan otra perspectiva del impacto de la recarga artificial sobre el sistema. La evolución espacial del incremento del nivel del acuífero somero es muy brusca al finalizar la recarga. Bajo el cauce, el aumento es de casi 3 m, se reduce a la mitad a 100 m, a 500 es algo más de 0,5 m y a 1000 m es decimétrico. Después de un año sin recarga, sólo existe una variación apreciable en los 100 m inmediatos al arroyo, a mayor distancia los niveles son similares. El acuífero colgado, a 38 m de profundidad, sufre un impacto sobre su

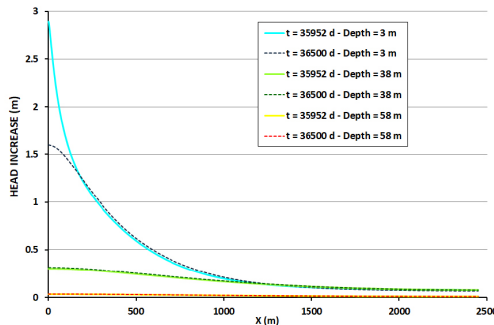


Figura 11.4. Modelo sistema multicapa: diferencia de niveles por efecto de la recarga respecto al régimen natural.

nivel mucho menor y más suave, su nivel bajo el cauce aumenta 0,3 m y, a 1000 m, el incremento es decimétrico y similar al del acuífero somero. El nivel del acuífero colgado más profundo (58 m) no acusa la recarga. La variación piezométrica indica que el impacto de la recarga espacialmente sería limitado, se restringiría a un corredor de 1000 m en torno al arroyo, aunque temporalmente resultaría estable.

La calibración del modelo del acuífero somero para los regímenes transitorio y estacionario ha sido muy buena, los niveles calculados (h_c) reproducen adecuadamente a los observados (h_o) (Figura 11.5). Las permeabilidades son ligeramente bajas reflejando la simplificación realizada respecto a la conexión entre los acuíferos colgados y los almacenamientos son coherentes con los aplicados en el modelo multicapa (Tablas 11.2 y 11.3).

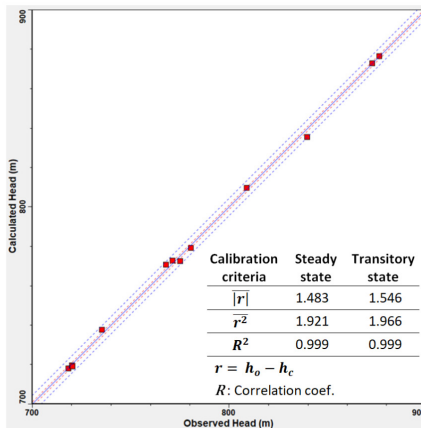


Figura 11.5. Modelo acuífero somero: calibración, niveles observados vs calculados (reg. transitorio)

	Conductivity (m/d)	Specific Yield	Specific Storage
Q. V. High k	1.1	0.015	0.0003
Q. High k	0.55	0.01	0.0003
Q. médium	0.0005	0.0095	0.00025
T. médium	0.01	0.01	0.00025
Dark muds	0.0003	0.003	0.0001
Carb. crust	0.00015	0.003	0.0001
Aquitard	5.25E-5	0.003	0.0001

Tabla 11.3. Modelo acuífero somero: parámetros

La débil conexión entre los acuíferos colgados se refleja también en el balance hídrico, pues sólo un 4 % de la descarga escurre aguas abajo, mientras que el 96 % de la recarga se infiltra hacia las formaciones subyacentes. Si se ejecutase la recarga artificial, se incrementaría un poco la descarga al río Zapardiel y aparecería una pequeña descarga en el arroyo de la Vega, pero globalmente ambas son irrelevantes y la percolación seguiría siendo la salida preponderante.

Sin embargo, el agua de la recarga artificial no guarda esta proporción en su destino. Al final de la década tipo, casi la mitad de esta agua (48%) incrementa el almacenamiento del acuífero somero, un 38% se infiltra hacia las formaciones inferiores y un 14% se almacena en la ribera del arroyo y vuelve a éste una vez que cesa la recarga artificial. La salida aguas abajo del acuífero somero no se ve incrementada.

A pesar de que la mitad del agua de la recarga artificial se almacena en el acuífero somero, su distribución espacial se concentra en torno al arroyo de la Vega, generando un domo piezométrico a lo largo de su curso (*Figura 11.6*). Este aumento de niveles decrece rápidamente y a más de 500 m de distancia es irrelevante. No obstante, el domo es estable en el tiempo, se forma a poco de iniciarse la recarga y mantiene su dimensión aún en los períodos en que no se recarga. Estos resultados coinciden con los del modelo multicapa. El acuífero no incrementa su nivel bajo las lagunas, quedando a un metro de su lecho.

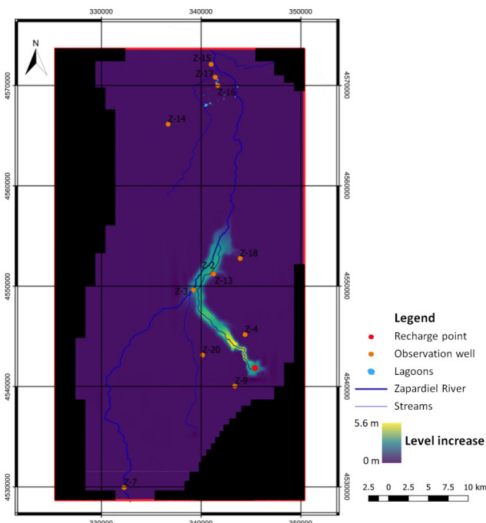


Figura 11.6. Modelo acuífero somero: incremento de niveles por efecto de la recarga artificial

4. CONCLUSIONES

El estudio de modelación numérica alcanzó las conclusiones siguientes:

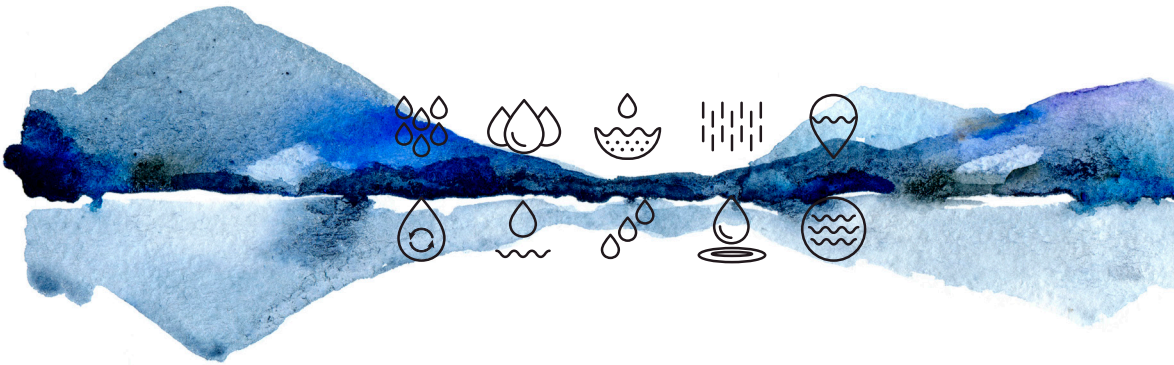
- En la década estudiada, sólo se infiltra desde el acuífero somero algo menos al 40% del volumen de recarga artificial anual, pero sólo alcanza el acuífero regional profundo una media ponderada del 14% de ésta. En los 2 años iniciales, el efecto de la recarga artificial sobre el acuífero profundo es inapreciable y en el primer lustro la recarga es del 5% del volumen anual vertido.
- El acuífero superficial retiene un 60% del volumen recargado, pero un 14% vuelve al arroyo de la Vega y el resto se concentra en un "corredor" a lo largo de su curso, siendo irrelevante el incremento de niveles del acuífero a más de 500 m de distancia. No obstante, esta elevación de la piezometría en torno al arroyo es estable en el tiempo.

- El nivel del acuífero superficial bajo las lagunas Reales y La Rabiosa como efecto de la recarga tiene un incremento inapreciable y se mantiene a 1 m por debajo del lecho de las mismas.

Estas conclusiones han llevado al IGME a realizar las recomendaciones siguientes:

- Una recarga artificial superficial no tendrá un impacto relevante en el acuífero profundo regional, por lo que no se considera una actuación apropiada para la recuperación del mismo.
- Tampoco la recarga artificial tendrá impacto alguno sobre las lagunas de la masa, por lo que tampoco es una estrategia a considerar para su restauración.
- Una recarga artificial superficial por inundación de cauce tendrá un impacto importante en el entorno inmediato del curso de agua (hasta los 500 m, aproximadamente). Siendo este impacto bastante estable estacionalmente. Por lo tanto, sería una acción positiva para la restauración del ecosistema de ribera en el tramo de cauce inundado para la recarga artificial.
- Se deberían realizar investigaciones para mejorar la caracterización hidrogeológica del sistema multicapa para mejorar la evaluación de la efectividad de la recarga artificial.

Finalmente, desde el punto de vista hidrogeológico, en sistemas multicapas con acuíferos colgados, la recarga artificial superficial no es una actuación recomendable para la recuperación de acuíferos profundos. Esto es debido al fuerte control que ejercen sobre la infiltración los acuitardos.



5. REFERENCIAS

Carsel, R., Parrish, R., (1988). *Developing Joint Probability Distributions of Soil Water Retention Characteristics*. Water Resour. Res. 24 (5), 755-769

Custodio, E., Llamas, M. (1982). *Hidrología Subterránea*. Ed. Omega.

Freeze, R.A., Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey, USA.

Harbaugh, A.W. (2005). MODFLOW-2005, *The U.S. Geological Survey modular ground-water model*. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16.

Johnson, A.I. (1992). *Specific yield: compilation of specific yields for various materials*. U.S. Geological Survey. Water Supply Paper 1662- D. Denver, USA

Lappala, E.G., Healy, R.W. & Weeks, E.P. (1987). *Documentation of computer program VS2D to solve the equations of fluid flow in variably saturated porous media*. USGS Water-Resources Investigation. Report 83-4099

Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A., Le Bas, C. (1999). *Development and use of a database of hydraulic properties of European soils*. Geoderma. 90, 169-185.



CAPÍTULO 12

Simulación del **Balance Hídrico** del área de Medina del Campo para evaluar estrategias basadas en la naturaleza y de gestión hídrica



AUTORES

Laura Basco-Carrera¹ y Tiaravanni Hermawan¹

¹ Deltares



RESUMEN

El análisis del balance hídrico permite estimar la escasez de agua, vinculando los aportes hidrológicos de agua con los usuarios específicos de agua en la cuenca, bajo diversas condiciones hidrológicas. Haciendo uso del paquete de software de simulación de cuencas RIBASIM, este capítulo presenta los resultados de la simulación del balance hídrico para las dos estrategias basadas en la naturaleza consideradas para Medina del Campo. Una estrategia incluye la recarga artificial del acuífero, medidas de gobernanza del agua y conciencia ambiental. La segunda estrategia incluye un cambio a cultivos más resistentes a la sequía, rotación de cultivos y medidas de gobernanza del agua. Estas dos estrategias se simularon para 2050 en tres escenarios diferentes. Estos escenarios consideran el eventual cambio de la política agraria hacia prácticas ambientales, el cambio climático y el crecimiento de la población, acorde con el Pacto Verde Europeo. La simulación sugiere que el cambio de cultivos reduce significativamente la escasez de agua, aumentando los niveles de agua subterránea. La efectividad de tal medida se debe a que la razón del agotamiento de agua son las extracciones excesivas para regadío como consecuencia del sobredimensionamiento de los derechos de agua durante décadas con respecto a los recursos reales renovables de la masa. Un sistema más sostenible y más resiliente a un futuro incierto sería posible si se cambiaran las prácticas agrícolas existentes en la línea de las medidas propuestas.

PALABRAS CLAVE:

- *gestión de recursos hídricos*
- *balance hídrico*
- *sequía*
- *estrategias SBN y de gestión*



1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Proporcionar seguridad hídrica requiere evaluar en qué medida el suministro de fuentes de agua puede satisfacer la demanda de agua de diferentes usuarios. En este sentido, el conocimiento de la hidrología en el cuerpo de agua subterránea de Medina del Campo (MASMC) (y sus subcuencas superficiales asociadas) es fundamental para comparar la disponibilidad de agua en las cuencas con las demandas existentes. Además, dicho análisis puede estimar el impacto de las SBN y las estrategias de gestión del agua previstas en el suministro y la demanda de agua en el futuro. El objetivo de este capítulo es explicar la simulación del balance hídrico del área de MASMC para evaluar la efectividad de las SBN y las estrategias de gestión para satisfacer la demanda de agua. La simulación se ejecuta en Rliver BASin SIMulation (RIBASIM), que es un software especializado para estimar el balance hídrico en diferentes condiciones. En este capítulo, describimos la metodología y los resultados de la simulación y los impactos de las posibles SBN y las estrategias de gestión en relación con el desarrollo sostenible de la región.

2. DESCRIPCIÓN DE LA METODOLOGÍA

El sistema de agua de Medina del Campo comprende entradas de agua de agua superficial en conexión con la masa de agua subterránea. El análisis del balance hídrico utilizó RIBASIM, desarrollado por Deltares-Delft Hydraulics (van der Krogt y Boccalon 2013). El modelo simuló el ciclo hidrológico, vinculando las entradas de agua hidrológica con los usuarios específicos del agua en la cuenca bajo diversas condiciones hidrológicas. En general, el modelo tenía como objetivo apoyar la evaluación de posibles SBN y estrategias de gestión de acuerdo con su eficacia y posibles impactos.

2.1 EL MODELO DE SIMULACIÓN DE BALANCE DE AGUA

Las entradas de agua hidrológica comprendieron datos de lluvia de 2014 a 2017, con un intervalo de tiempo de dos por mes. Para la validación de escenarios y modelos se utilizaron series de tiempo históricas desde 1941 / 42-2011 / 12, obtenidas de un estudio climático realizado por CHD e IGME para Ávila, Valladolid, Salamanca, Zamora. La cuenca se dividió en 38 subcuencas para configurar la esquematización de la simulación de Medina del Campo (*Figura 12.1*). Cada subcuenca proporcionó información para definir la disponibilidad de agua. Incluyó condiciones hidrológicas, recarga de aguas subterráneas y extracciones de pozos. Para el uso del agua, cada subcuenca incluía información sobre los usuarios del agua y su principal fuente de agua.

Los nodos de abastecimiento público de agua y los nodos de riego de RIBASIM definieron el suministro de agua para uso doméstico y para la demanda de agua de riego. El agua subterránea es la principal fuente de agua para uso doméstico en la mayoría de las comarcas de Medina del Campo. Sin embargo, en lugares específicos, se consideró el agua superficial. Asimismo, el agua subterránea se considera la principal fuente de riego en Medina del Campo. Sin embargo, principalmente aquellas subcuencas cercanas al río Duero y al embalse de Las Cogotas incluyen riego por aguas superficiales.

En Medina del Campo se cultivan diversos cultivos. Los cultivos se clasificaron en nueve categorías: cereales, forrajes, girasol, hortalizas, legumbres, tubérculos, frutales, olivos y viñedos. La información sobre las áreas cultivadas, el tipo de cultivos que se están cultivando actualmente o potencialmente y los patrones de cultivo permitió la simulación del plan de cultivo para cada área. Para el análisis se consideraron tres Unidades de Demanda Agrícola (UDA) de la región, a saber, (i) ZR Río Adaja, (ii) Bombeo Medina del Campo (Cega-Eresma-Adaja), y (iii) Bombeo Medina del Campo (Bajo Duero).

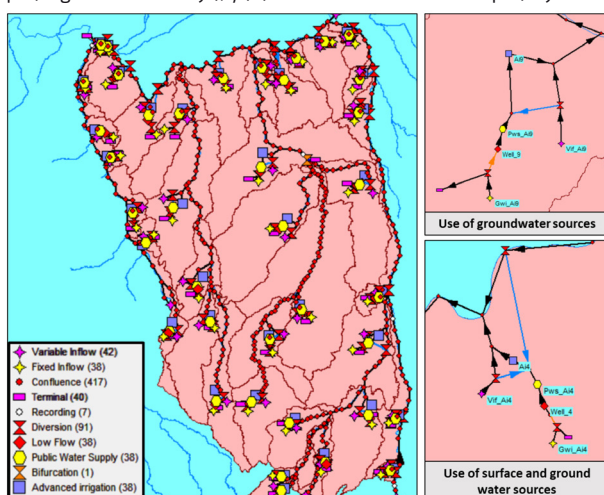


Figura 12.1. Visualización del esquema de Medina del Campo

2.2 SIMULACIÓN DE SBN Y ESTRATEGIAS DE GESTIÓN

La simulación apoyó la selección de posibles SBN para el horizonte futuro en 2050, y también probó sus impactos en el balance hídrico. El análisis se basa en estrategias compuestas por diferentes medidas blandas y estructurales. A modo de ejemplo, el modelo simula el balance hídrico al implementar una estrategia compuesta por medidas, como la introducción de especies resistentes a la sequía. El resultado de la simulación es una cuantificación de la medida en que dicho conjunto de medidas reduce la demanda de agua en el punto en que alcanza el suministro de agua existente o proyectado. Además del cambio y la rotación de cultivos, las estrategias para Medina del Campo incluyeron medidas blandas (por ejemplo, formación de asociaciones de usuarios de agua (WUAS), control de extracciones de aguas subterráneas), así como medidas estructurales (recarga de acuíferos gestionados) (Tabla 12.1).

Además, cada estrategia se simuló contra diferentes escenarios futuros para 2050. Estos escenarios establecen supuestos sobre escenarios climáticos, un cambio en la Política Agrícola Común (como de costumbre o amigable con el medio ambiente), aplicación de la Directiva del Agua (control de extrac-

ción) y supuestos demográficos (población crecimiento (INE 2016, 2019)). Las *tablas 12.1 y 12.2* presentan la descripción general del caso, los escenarios y las estrategias consideradas. Además, existe un escenario Business as Usual para 2050 que no considera una estrategia implementada pero asume el control de la extracción.

TIPO DE MEDIDA	DESCRIPCIÓN	ESTRATEGIA 1	ESTRATEGIA 2
Proyecto SBN grupo 1	<ul style="list-style-type: none"> Cambios de cultivos hacia especies resistentes a la sequía Conservación de agua y suelo: rotación de cultivos y reducción de área regada 	SI	-
Proyecto SBN grupo 2	<ul style="list-style-type: none"> Recarga artificial del acuífero a través del río Zapardiel utilizando la infraestructura de riego del río Adaja para restaurar los ecosistemas ribereños 	-	SI
Proyecto de gestión grupo 1	<ul style="list-style-type: none"> Control y monitorización de extracciones Promover las CUAS Medidas de apoyo: transparencia en el proceso de asignación de derechos, detección de pozos ilegales, regulación de derechos de agua 	SI	SI
Proyecto de gestión grupo 2	<ul style="list-style-type: none"> Concienciación ambiental Medidas de apoyo: inversiones en control del agua subterránea, accesibilidad a información climática, evaluación del agua virtual, evaluación del coste de extracción de agua subterránea 	-	SI

Tabla 12.1: Estrategias consideradas para la simulación del balance hídrico

DESCRIPCIÓN	EXTREMO	MODERADO	MODERADO ÓPTIMO
Política agraria	Continúa la actual	Política ambiental	Política ambiental
Cambio climático (RCP) ¹	8.5	4.5	4.5
Crecimiento demográfico	Según proyecciones	Según proyecciones	Según proyecciones

Tabla 12.2: Escenarios considerados para la simulación del balance hídrico

¹ RPC, Representative Concentration Pathways en inglés, corresponde a los distintos escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero simulados por el IPCC.

3. RESULTADOS

El análisis muestra impactos positivos significativos al alterar el status quo. En otras palabras, existe una escasez considerable de agua si no hay intervención, incluso asumiendo el control de las extracciones de agua (*Figura 12.1a* - caso base). Ahora, la introducción de escenarios futuros sugiere una importante reducción de la escasez de agua. En el escenario extremo, hay una reducción en los valores pico de 3-9m³ / sa 0,2-0,8 m³ / s (*Figura 12.1b*). La escasez de agua disminuye aún más en los escenarios moderado y óptimo, es decir, valores máximos de 0,1-0,3 m³ / s (*Figura 12.2c* y *12.2d*).

En realidad, se extrae más agua subterránea que las extracciones de agua subterránea medidas, en base a los derechos de agua que se otorgaron a los agricultores en las últimas décadas del siglo XX. Desafortunadamente, estos derechos de agua no consideraron la recarga de agua subterránea de MASM. Por lo tanto, el sistema está bajo presión en la situación actual. La extracción excesiva de agua subterránea para fines de riego está agotando el agua subterránea drásticamente, lo que lleva a una situación de estrés hídrico en MASM. El uso de agua superficial no es suficiente en el sistema actual. Es por eso que cambiar las prácticas agrícolas existentes tiene un efecto importante en la reducción de la demanda de agua. Según la evaluación del balance hidrológico y hídrico, la demanda de agua se reduce drásticamente cuando los agricultores cambian su plan de cultivo. El modelo muestra que dicha estrategia da como resultado una mejora de la situación actual, con altos incrementos en los niveles de agua subterránea (*Figura 12.2e* y *12.2g*). Finalmente, el análisis hidrológico muestra un excedente de agua superficial, que actualmente no se considera para satisfacer las demandas de agua de los usuarios que explotan el acuífero.



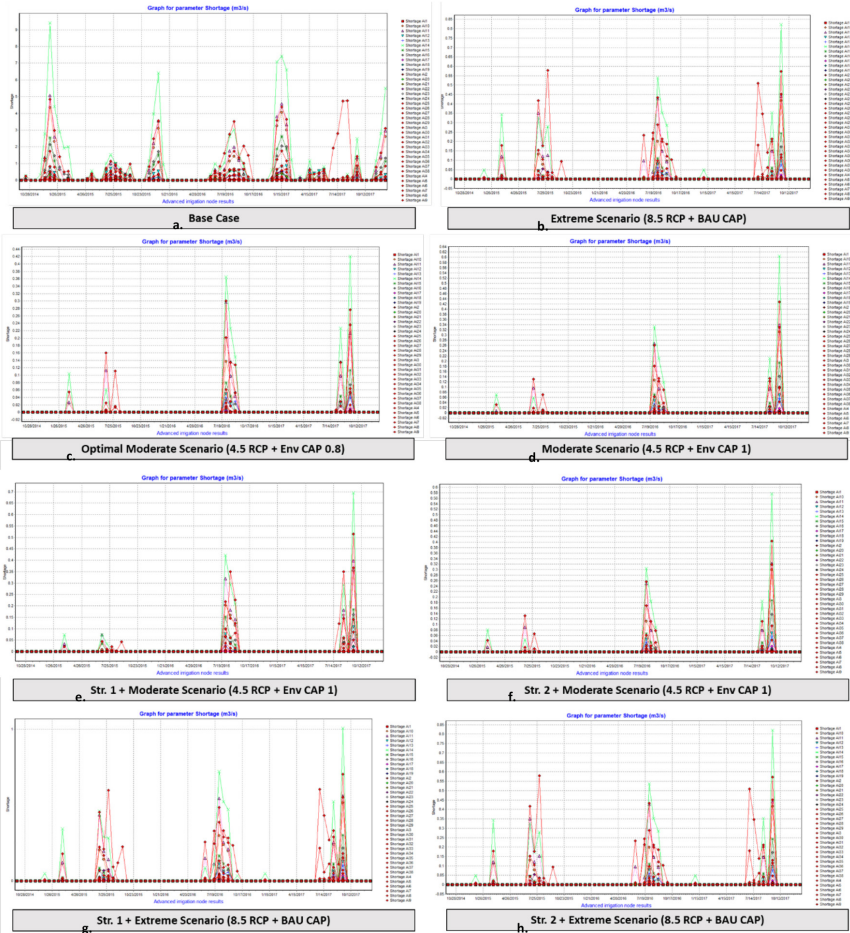


Figura 12.1. La escasez de agua resulta en riego para la cuenca de Medina del Campo para el caso base, tanto en estrategias como en escenarios futuros, es decir, extrema, moderada y óptima moderada

4. CONCLUSIONES Y DISCUSIÓN

Este capítulo presenta los resultados de la simulación del efecto de las SBN en el balance hídrico de Medina del Campo para 2050, considerando diferentes escenarios políticos y climáticos. La simulación se ejecutó en el paquete de software RIBASIM. Los resultados señalan claramente que

el cambio de cultivos a cultivos más resistentes a la sequía combinados con la rotación de cultivos y un uso agrícola más eficiente de la tierra es la medida más eficaz para abordar la escasez de agua en el futuro, así como para evitar el agotamiento de los recursos de agua subterránea. Esta medida requiere una transformación de la política agrícola, en consonancia con el Pacto Verde de la UE. Un cambio de los subsidios públicos que apoyan el uso de cultivos resistentes a la sequía y tecnologías más eficientes permitirá este cambio efectivo cuando se combine con apoyo técnico y de capacidad. Esta importante transformación muestra resultados prometedores en términos de desarrollo sostenible de la región, impulsando el crecimiento económico y la creación de empleo al tiempo que se protege el acuífero y el medio ambiente de la zona.

5. REFERENCIAS

Van der Krogt W.N.M., Boccalon, A. (2013). *River Basin simulation model RIBASIM version 7.00*. User manual. Deltares report 1000408-002

INE (2016). *Proyección de hogares 2016–2031*. Notas de Prensa de 20 de octubre de 2016. Instituto Nacional de Estadística de España.

INE (2019). *Cifras oficiales de población resultantes de la revisión del Padrón municipal a 1 de enero de 2019 de Segovia, Avila, Salamanca, Valladolid y Zamora*. Boletín oficial del estado. Instituto Nacional de Estadística de España.





CAPÍTULO 13

Análisis económico de
soluciones basadas
en la naturaleza y
estrategias de gestión:
**valor de seguro,
co-beneficios y análisis
coste-beneficio**



AUTORES

Javier Calatrava¹, David Martínez-Granados¹

¹ Universidad Politécnica de Cartagena



RESUMEN

Este capítulo sintetiza el análisis económico de las soluciones basadas en la naturaleza (SBN) y estrategias de gestión propuestas para hacer frente al riesgo de sequía e inundación en la zona de Medina del Campo. La evaluación económica de las SBN propuestas para reducir el riesgo de inundaciones en Medina del Campo no se completó, ya que no fue posible simular su impacto potencial sobre dicho riesgo. Pese a ello, se ha mostrado que las zonas residenciales de la ciudad solo se verían afectadas, y con daños limitados, en el caso de eventos extremos y muy improbables. En cuanto al riesgo de sequía, se analizaron dos estrategias desarrolladas cooperativamente con actores sociales y que incluyen en ambos casos medidas de gestión descentralizada del agua para organizar y reducir las extracciones de recursos subterráneos. La primera estrategia se basa en la introducción de cultivos leñosos alternativos, más rentables y con menores necesidades hídricas, y el uso de prácticas de conservación de suelos como las rotaciones de cultivo, mientras que la segunda se basa en la recarga artificial del acuífero. Los resultados muestran como la segunda estrategia no reduce el riesgo de sequía pero mejora los ecosistemas ribereños, mientras que los beneficios de la primera estrategia sobrepasan notablemente sus costes, incluso si no se consideran los co-beneficios existentes. Sin embargo, las estrategias 1 y 2 son complementarias y deberían de implementarse de manera combinada.

PALABRAS CLAVE:

- *riesgo de sequía*
- *riesgo de inundación*
- *cultivos alternativos*
- *rotaciones de cultivo*
- *recarga artificial de acuíferos*
- *gestión descentralizada del agua*



1. INTRODUCCIÓN

El objetivo del caso de estudio de Medina del Campo dentro del proyecto NAIAD es evaluar si soluciones basadas en la naturaleza (SBN) pueden ayudar a incrementar el nivel de provisión de servicios ecosistémicos relacionados con las aguas subterráneas, al tiempo que reducir el impacto económico de los principales riesgos hidrológicos en la masa de agua subterránea de Medina del Campo (MASMC). En este sentido, la evaluación económica realizada busca analizar si las SBN y medidas de gestión de acuíferos propuestas en el caso de estudio para hacer frente a los riesgos de sequía e inundación en la MASMC son más beneficiosas socialmente que soluciones alternativas basadas en el uso de infraestructuras “grises”; así como demostrar el valor de seguro de las SBN frente a sequías e inundaciones en la MASMC. La evaluación económica presentada se basa en el análisis ex-ante de las implicaciones de las SBN propuestas, incluyendo las evaluaciones hidrológicas y sociales presentadas en capítulos previos de este libro. La escala espacial del análisis es el Río Zapardiel en la ciudad de Medina del Campo en el caso del riesgo de inundación, y las zonas regables de la MASMC en el caso del riesgo de sequía. El impacto del riesgo de sequía en la agricultura de regadío que se nutre de recursos subterráneos no es muy significativo. Sin embargo, la necesidad de reducir las extracciones en el sobreexplotado acuífero Medina del Campo genera riesgos adicionales para el regadío al reducir la disponibilidad de agua e incrementar la exposición de los regantes al riesgo de eventos de sequía.

Las SBN contempladas para reducir el riesgo de inundación se basan en un proyecto de intervención diseñado por la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD) consistente en la eliminación de diques, la renaturalización de riberas del Río Zapardiel y la mejora de llanuras naturales de inundación aguas arriba de Medina del Campo para evitar inundaciones en dicha localidad. Por su parte, las estrategias contempladas para reducir el riesgo de inundación de sequía se desarrollaron mediante un proceso colaborativo con agentes sociales interesados, combinado con un análisis de su factibilidad legal y técnica realizado por técnicos de la CHD. Como resultado, se establecieron dos estrategias que incluyen en ambos casos medidas de gestión descentralizada de los recursos hídricos (medidas blandas) para ordenar y reducir las extracciones de aguas subterráneas (*Tabla 13.1*). La primera alternativa consiste en la introducción de cultivos leñosos alternativos, más rentables y con menores requerimientos hídricos, y en el uso de prácticas de conservación de suelos como las rotaciones de cultivo, mientras que la segunda alternativa consiste en la recarga artificial de varias zonas del acuífero. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la reducción de las extracciones del acuífero no es una alternativa sino un objetivo ineludible que se deriva de los objetivos medioambientales legalmente establecidos por la CHD para la MASMC en cumplimiento de la Directiva Marco del Agua (DMA), y que contemplan la restricción de las extracciones a la tasa de recarga del acuífero (índice de explotación igual a uno). Las medidas blandas contempladas en ambas estrategias reducirían la disponibilidad de agua para el riego al reducir las extracciones de recursos subterráneos. Adicionalmente, es improbable que la recarga artificial del acuífero contemplada en la estrategia 2 incrementase la disponibilidad de agua para riego y, por lo tanto, no reduciría los daños por sequía, mientras que la estrategia 2 sí que podría reducir el riesgo económico de sequía mediante la introducción de cultivos alternativos y prácticas de conservación de suelos, aunque tampoco incrementaría la disponibilidad de agua de riego. Por lo tanto, puesto que las medidas blandas deben ser aplicadas en cualquier caso, se ha redefinido la estrategia de no intervención (“Sin SBN”) como una estrategia “Sin SBN más control de extracciones de aguas subterráneas”, siendo la que se toma como referencia para la comparación de las estrategias 1 y 2. Todas las estrategias resultantes se muestran en la *Tabla 13.1*.

Los escenarios climáticos y socioeconómicos considerados en la evaluación de las estrategias se seleccionaron también mediante una combinación de la consulta a expertos y un enfoque participativo. La evolución de las subvenciones a explotaciones en el marco de la Política Agraria Común (PAC) Europea fue identificada como un factor clave determinante de la evolución de los usos agrarios del suelo en la zona de estudio. En consecuencia, se han considerado dos escenarios, uno equivalente a la PAC actual y otro considerando una PAC con mayores requerimientos ambientales para las explotaciones agrícolas. En lo que respecta a los escenarios climáticos, una evaluación preliminar de las tendencias futuras de las precipitaciones medias y máximas en la zona, considerando las proyecciones RPC 4.5 y RPC 8.5 del IPCC (CEDEX, 2012), mostró la ausencia de tendencias significativas en las series de precipitaciones proyectadas al horizonte 2050. En paralelo, Llorente (2018) obtuvo el mismo resultado analizando series históricas de datos de las Agencia Estatal de Meteorología española (AEMET). En consecuencia, en el análisis realizado solamente se ha simulado un escenario climático basado en las tendencias y variabilidades históricas, sin desviaciones significativas resultantes del cambio climático (Calatrava et al., 2019).

SIN SBN	SIN SBN + CONTROL DE EXTRACCIONES SUBTERRÁNEAS	ESTRATEGIA 1	ESTRATEGIA 2
---------	--	--------------	--------------

M E D I D A S

No se aplican SBN ni medidas de gestión	Gestión:	SBN:	SBN:
	Creación de Comunidades de Usuarios de Aguas Subterráneas (CUAS); Seguimiento y control de extracciones; Concienciación ambiental.	Cambio a cultivos más rentables y con menores necesidades hídricas; Prácticas de conservación de suelos Gestión: Creación de CUAS; Seguimiento y control de extracciones; Concienciación ambiental.	Recarga del acuífero a través del Río Zapardiel, utilizando infraestructuras de la CCRR del Adaja para restaurar los ecosistemas de ribera Gestión: Creación de CUAS; Seguimiento y control de extracciones; Concienciación ambiental.

Tabla 13.1: Estrategias analizadas para hacer frente al riesgo de sequía en el acuífero Medina del Campo



2. DESCRIPCIÓN DE LA METODOLOGÍA

La metodología utilizada en este estudio se basa en el marco general para la evaluación económica de SBN definido en el proyecto NAIAD (Graveline et al., 2017). Dicho marco metodológico propone el uso de técnicas de análisis coste-beneficio de las diferentes SBN propuestas, integrando en dicho análisis

la evaluación de los siguientes tipos de costes/beneficios: i) los costes directos de implementar las estrategias propuestas; ii) los costes de oportunidad de las estrategias propuestas; iii) los costes evitados, asociados a los daños causados por riesgos climáticos que no se producirían como consecuencia de la implementación de las estrategias; y iv) la provisión de servicios ecosistémicos y la valoración de sus beneficios (co-beneficios). La incorporación del riesgo en la evaluación de los costes evitados da como resultado el valor de seguro (insurance value) de las diferentes estrategias analizadas.

En primer lugar, **los costes de las SBN y medidas de gestión propuestas** se evaluaron, de acuerdo con Altamirano y De Rijke (2017), como la suma de los costes financieros de implementación (inversión), mantenimiento y operación de las mismas, tales como los costes de instalación de nuevos cultivos permanentes o los costes de construcción de los puntos de recarga del acuífero. La implementación de las medidas de prevención de inundaciones y de recarga del acuífero consideradas no requiere de expropiaciones de tierras, por lo que los principales costes de oportunidad serían los resultantes de los potenciales cambios en el valor de la producción, la renta y el empleo agrarios como consecuencia de la reducción de las extracciones, la reducción de la superficie cultivada, los cambios de cultivos, etc. Los costes de inversión, operación, mantenimiento y oportunidad de las estrategias propuestas se obtuvieron de diferentes fuentes oficiales y publicaciones científicas, o fueron definidas en el marco del proceso de co-desarrollo participativo con los actores sociales interesados. Pueden obtenerse más detalles al respecto en Calatrava et al. (2019).

En segundo lugar, y en relación con la **evaluación de los daños evitados (valor de seguro)** resultantes de la implementación de las SBN y medidas de gestión propuestas, es necesario diferenciar entre el riesgo de daños por sequía, en el caso de los regantes, y el riesgo de daños por inundación, en el caso de zonas urbanas. La evaluación de coste de los daños por inundación para el cálculo del valor de seguro de las estrategias analizadas se ha basado en la metodología establecida en Calatrava et al. (2018). De manera más específica, el enfoque utilizado combina datos espaciales sobre los elementos en riesgo y su valor patrimonial con modelos espaciales de peligrosidad (que simulan los eventos catastróficos) para obtener curvas de daño por inundación. La caracterización de los eventos de inundación en la localidad de Medina del Campo y sus impactos físicos (mapas de peligrosidad) para diferentes periodos de retorno fue desarrollada por el IGME (Llorente et al., 2018), mientras que la identificación espacial de los elementos en riesgo y su valor patrimonial se realizó utilizando información georreferenciada proveniente de la base de datos del catastro español (<https://www.sedecatastro.gob.es>). Sin embargo, las SBN seleccionadas inicialmente para reducir el riesgo por inundación no han podido ser analizadas, debido a que la caracterización de la peligrosidad realizada por el IGME concluyó que el riesgo de inundación en Medina del Campo es bajo y debido también a las dificultades técnicas existentes para simular los efectos de las SBN dentro del período de ejecución del proyecto NAIAD.

Los impactos económicos de las estrategias propuestas en términos de la reducción del riesgo de sequía se han evaluado utilizando un modelo agroeconómico calibrado a las características técnicas, económicas e hidrológicas de la zona de estudio. Dicho modelo simula la asignación de tierra de cultivo y agua de riego entre diferentes alternativas de cultivo para cada una de las estrategias propuestas para mejorar las condiciones del acuífero y reducir el riesgo por sequía en la agricultura de regadío, bajo los diferentes escenarios climáticos y socioeconómicos. Asimismo, el modelo genera diferentes indicadores económicos sociales y de uso de los recursos hídricos, tales como la superficie regada, la



selección de cultivos, las extracciones de recursos, el valor de la producción agraria, el beneficio de las explotaciones y la demanda de mano de obra agraria. Las variables climáticas consideradas en el modelo son la precipitación efectiva y la evapotranspiración de referencia de los cultivos, que está directamente relacionada con las temperaturas. El modelo se alimenta con información secundaria de diferentes fuentes, tales como el Plan Hidrológico de la parte Española de la Demarcación Hidrográfica del Duero (CHD, 2015), la base de datos MIRAMEDUERO (<http://www.mirame.chduero.es>), las estadísticas agrarias nacional (MAGRAMA, varios años) y regional (JCYL, varios años) y la base de datos agro-climática nacional SIAR (<http://www.siar.es>), así como otros informes y estudios técnico-económicos sobre la agricultura y la actividad forestal en la zona de estudio. El modelo agro-económico se ha utilizado para evaluar el impacto económico de los escenarios y estrategias propuestas bajo condiciones de sequía y para obtener las distribuciones de probabilidad empíricas del margen neto de las explotaciones agrarias de la zona (curvas de daño por sequía), a partir de las cuales se ha calculado el daño anual medio evitado (DAME) siguiendo a Calatrava et al. (2018), pero también para calcular una serie de indicadores sociales y económicos que se han utilizado para caracterizar los co-beneficios de las estrategias analizadas.

En tercer y último lugar, **la valoración económica de los co-beneficios** se ha basado en el enfoque metodológico propuesto para la evaluación económica de servicios ecosistémicos propuesta por Hérviaux et al. (2019), apoyándose en gran medida en la evaluación de impactos biofísicos realizada para la MASMC (ver capítulos previos en este mismo libro). Los impactos y co-beneficios más relevantes se identificaron previamente a través de un análisis del estudio de caso y de un ejercicio participativo con agentes sociales locales, al objeto de tener en cuenta sus intereses y expectativas, ejercicio que sirvió también para definir los indicadores a utilizar. Algunos de los co-beneficios inicialmente identificados no se evaluaron cuantitativamente desde el punto de vista biofísico (ver capítulos previos en la sección 2 de este libro), mientras que algunos co-beneficios no se valoraron monetariamente por la falta de dicha información biofísica. Pese a ello, la combinación de los diferentes análisis realizados ha permitido evaluar cualitativa y/o cuantitativamente los principales co-beneficios esperados de la implementación de las estrategias analizadas, tales como la mejora ambiental de los sistemas agrarios y de algunos ecosistemas ribereños dependientes de los recursos subterráneos, la recuperación cuantitativa y cualitativa del acuífero Medina del Campo (MASMC) y el incremento de la eficiencia económica y rentabilidad social del uso del agua (Llorente et al., 2018; Calatrava et al., 2019).

3. RESULTADOS

Los resultados de la evaluación económica del impacto de las SBN y medidas de gestión analizadas, aquí resumidos, se presentan en detalle en Calatrava et al. (2019). Con respecto al **riesgo de inundación**, la *Figura 13.1* muestra la caracterización espacial del riesgo de inundación y sus impactos físicos en la localidad de Medina del Campo para diferentes períodos de retorno (izquierda), así como la identificación de los elementos en riesgo para un período de retorno de 500 años (derecha). Para los períodos de retorno de 50 y 100 años, solamente la ribera del Río Zapardiel y algunos descampados sin urbanizar se verían afectados por inundaciones. Para los períodos de retor-



no de 200 y 500 años, algunos edificios residenciales se verían afectados, pero con profundidades bajas de agua y daños menores, mientras que las principales zonas inundadas son las riberas del Río Zapardiel, parques, desguaces y descampados sin urbanizar. Estos resultados sugieren, como se ha comentado previamente, que el riesgo de inundación en la localidad de Medina del Campo es bajo, y que los daños esperados pueden considerarse de poca importancia. En consecuencia, y a la vista de las dificultades técnicas existentes para simular los efectos potenciales de las SBN propuestas sobre el riesgo de inundación antes comentadas, el impacto de dichas SBN no ha sido simulado y su evaluación económica no ha sido completada. Sin embargo, la CHD considera que las SBN propuestas (eliminación de diques, renaturalización de riberas y mejora de las llanuras de inundación) reducirían en gran medida el ya de por sí bajo riesgo de inundación, además de generar beneficios ambientales.

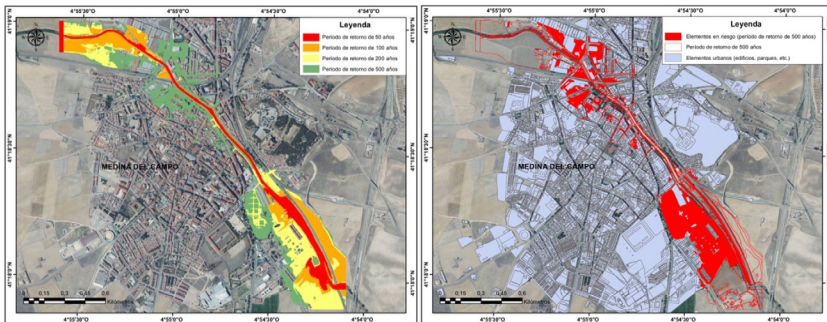


Figura 13.1: Mapa de riesgo de inundación para diferentes períodos de retorno en la ciudad de Medina del Campo (izquierda) y elementos en riesgo para un período de retorno de 500 años. Fuente: Elaboración propia utilizando cálculos del IGME (Llorente et al., 2018), información de la base de datos del Catastro Español (<https://www.sedecatastro.gob.es>) y la Ortofoto Vigente para 2019 de la base de datos SIGPAC, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (<http://sigpac.mapa.gob.es>)

Pasando al **riesgo de sequía**, la *Tabla 13.2* muestra los resultados del modelo agroeconómico utilizado para las diferentes estrategias y escenarios considerados. Para simplificar, se presentan solamente los valores medios de las distribuciones de probabilidad de los resultados del modelo. En primer lugar, debe recordarse que ambas estrategias implican una reducción en el uso de agua de riego en la zona de estudio como consecuencia de la medida blanda de control de las extracciones, lo que se traduciría en una reducción del valor de la producción agraria. En segundo lugar, puede verse que el impacto de los escenarios de la PAC sobre los resultados para todas las estrategias es insignificante. La *tabla 13.2* muestra como los valores medios del margen neto de las explotaciones agrarias de la zona son mayores para la estrategia 1, lo mismo que ocurre con el valor de la producción agraria, la superficie regada y el uso de mano de obra en las explotaciones. El valor de seguro de las estrategias SBN, calculado como la diferencia entre el DAME de cada estrategia y la referencia (estrategia sin SBN más control de las extracciones del acuífero), es de aproxima-

damente 12 millones de euros anuales para la estrategia 1 e igual a cero para la estrategia 2, ya que la recarga del acuífero no tiene efecto alguno sobre el potencial productivo del regadío de la zona. A partir de los resultados del modelo, tanto los mostrados en la *Tabla 13.2* como otros no mostrados aquí, se han calculado los indicadores sociales y económicos sugeridos por los agentes sociales en el proceso participativo de diseño de las estrategias, indicadores que se utilizan para la evaluación de los co-beneficios que se presenta a continuación.

	ESCENARIO PAC 1				ESCENARIO PAC 2			
	SIN SBN	SIN SBN + CONTROL DE EXTRACCIONES	ESTRATEGIA 1	ESTRATEGIA 2	SIN SBN	SIN SBN + CONTROL DE EXTRACCIONES	ESTRATEGIA 1	ESTRATEGIA 1
Uso de recursos hídricos (Mm3/año)	256,90	143,37	143,30	143,37	256,72	143,19	143,07	143,19
Superficie regada (ha)	51.040	25.376	26.884	25.376	51.736	25.535	27.115	25.535
Empleo agrario (UTA/año)	2.980	2.258	2.321	2.258	2.963	2.256	2.313	2.256
Valor de la producción agraria (M€/año)	171,16	125,83	139,06	125,30	167,84	125,29	138,02	125,29
Margen neto de explotación (M€/año)	81,40	63,91	76,00	63,91	79,53	63,57	75,47	63,57

Fuente: Elaboración propia. UTA: Unidad de Trabajo Anual.

Tabla 13.2. Valores medios de los resultados del modelo para las diferentes estrategias y escenarios

En cuanto a la evaluación de los co-beneficios, la *Tabla 13.3* resume los resultados obtenidos para los principales co-beneficios socioeconómicos y ambientales. En dicha tabla puede verse como las estrategias SBN propuestas incrementarían la productividad del agua, la generación de empleo agrario por hectárea y por volumen de agua de riego utilizado y la rentabilidad de los empleos agrarios, lo que sugiere un mayor potencial para pagar mayores salarios. En lo que se refiere a los co-beneficios ambientales, ambas estrategias tendrían un impacto similar en términos de la mejora del estado cuantitativo y cualitativo del acuífero, mejora que resultaría de la reducción del índice de explotación del acuífero a 1,0, si bien la recarga artificial del acuífero en la estrategia 2 aceleraría



la recuperación del acuífero y tendría un impacto positivo sobre algunos ecosistemas acuáticos de ribera. Por último, la estrategia 1 implicaría una actividad agraria menos intensiva, ya que se fomentan las rotaciones de cultivo y el cambio a cultivos con menores requerimientos hídricos, lo que tendría como resultado una mejora ambiental de los sistemas agrarios, por ejemplo, en términos de la superficie plantada con cultivos permanentes y bajo rotación de cultivos y la eficiencia en el uso del agua (*Tabla 13.3*).

ASPECTO ANALIZADO	CO-BENEFICIO	SIN SBN	SIN SBN + CONTROL DE EXTRACCIONES	ESTRATEGIA 1	ESTRATEGIA 2
Estado cuantitativo del acuífero	Reducción de las extracciones	0,00%	-50,50%	-50,50%	-50,50%
	Índice de explotación del acuífero	2,00	1,00	1,00	1,00
	Cambios en los niveles piezométricos	-	Sin efecto sobre el acuífero profundo	Sin efecto sobre el acuífero profundo	Sin efecto sobre el acuífero profundo
Estado cualitativo del acuífero	Calidad del agua subterránea	Calidad por debajo de estándares	Cumplimiento con estándares de calidad	Cumplimiento con estándares de calidad	Cumplimiento con estándares de calidad
Ecosistemas dependientes de las aguas subterráneas	Generación de, y soporte a, ecosistemas	-	-	-	Mejora de ecosistemas locales
Estado ambiental de los sistemas agrarios	Superficie regada con cultivos permanentes	12,06 %	19,49 %	23,95 %	19,49 %
	Superficie regada bajo rotación de cultivos	-	-	78,50 %	-
Uso de recursos hídricos	Eficiencia en el uso del agua (m ³ /ha)	4.965	5.629	5.303	5.629
	Productividad media del agua (€/m ³)	0,66	0,88	0,97	0,88
	Creación de empleo agrario por consumo de agua (UTA/Mm ³)	11,57	15,76	16,18	15,76

ASPECTO ANALIZADO	CO-BENEFICIO	SIN SBN	SIN SBN + CONTROL DE EXTRACCIONES	ESTRATEGIA 1	ESTRATEGIA 2
Empleo agrario	Empleos agrarios (UTA/ha)	0,0579	0,0887	0,0858	0,0887
	Rentabilidad por empleo (€/UTA)	€27.080	€28.240	€32.687	€28.240
	Mínima superficie regada para generar un salario medio (ha)	19,11	11,95	10,65	11,95

Fuente: Elaboración propia. UTA: Unidad de Trabajo Anual.
Tabla 13.2. Valores medios de los resultados del modelo para las diferentes estrategias y escenarios

Finalmente, la **integración de los resultados del análisis económicos** muestra como la estrategia 2 no reduce el riesgo de sequía, pero mejora los ecosistemas locales de ribera, mientras que los beneficios de la estrategia 1 superan ampliamente sus costes con un ratio beneficio/coste igual a 3,17, incluso si los co-beneficios coexistentes no se consideran en la evaluación económica (véase Calatrava et al., 2019). Por lo tanto, la estrategia 1 incrementa la resiliencia del sistema de cara a mitigar los impactos de la sequía (daños evitados). Asimismo, la estrategia 1 genera co-beneficios similares a la estrategia 2 en términos de recuperación del acuífero, pero mayores co-beneficios en términos de la mejora ambiental de los sistemas agrarios en la zona de estudio y la rentabilidad económica y social del uso de unos recursos hídricos escasos, incrementando potencialmente la aceptabilidad social de esta estrategia y facilitando de esa manera su implementación en la zona.

4. CONCLUSIONES

Aunque la evaluación económica del impacto de las SBN propuestas sobre el riesgo de inundación no pudo ser completado, la caracterización de la vulnerabilidad realizada muestra cómo el riesgo de inundación en la localidad de Medina del Campo es bajo y, cómo las zonas residenciales solo se verían afectadas en el caso de eventos de inundación extremos y muy improbables, con daños reducidos.

En cuanto al riesgo por sequía, el desarrollo participativo de soluciones resultó en dos estrategias a analizar, que incluyen en ambos casos medidas de gestión descentralizadas de los recursos hídricos para ordenar y reducir las extracciones del acuífero de Medina del Campo. La primera

estrategia se basa en la introducción de cultivos leñosos alternativos a los actuales, más rentables y con menores requerimientos hídricos, y en el uso de prácticas de conservación de suelos como las rotaciones de cultivos. La segunda estrategia se basa en la recarga artificial del acuífero en varias zonas del Río Zapardiel. Aunque algunos de los co-beneficios no pudieron ser valorados monetariamente, la combinación de los diferentes análisis realizados permitir evaluar cualitativa y/o cuantitativamente los principales co-beneficios identificados, tales como la mejora ambiental de los sistemas agrarios y de algunos ecosistemas de ribera, la recuperación del acuífero y el incremento de la eficiencia económica y la rentabilidad social del uso del agua de riego en la zona. Sin embargo, incluso si los co-beneficios existentes no se toman en consideración, los beneficios de la estrategia 1 sobrepasan con creces sus costes, así como también sobrepasan los beneficios de la estrategia 2, a pesar de la mejora a nivel local de algunos ecosistemas acuáticos que la estrategia 2 generaría. En cualquier caso, las estrategias analizadas no son incompatibles sino complementarias, y podrían combinarse para incrementar este y otros co-beneficios ambientales y acelerar la recuperación del acuífero.

5. REFERENCIAS

Altamirano, M.A. and De Rijke, H. (2017). *DELIVERABLE 4.1: Life Cycle Costs of Infrastructure for Water Security: a method to estimate the LCC of Nature-based solutions*. EU Horizon 2020 NAIAD Project, Grant Agreement N° 730497.

Calatrava, J., Graveline, N., Moncoulon, D. and Marchal, R. (2018). *DELIVERABLE 4.3: Economic water-related risk damage estimation*. EU Horizon 2020 NAIAD Project, Grant Agreement N° 730497.

Calatrava, J., Mayor, B. and Martínez-Granados, D. (2019). "DELIVERABLE 6.3 DEMO *Insurance value assessment report- Part 1: Spain – Medina del Campo*". EU Horizon 2020 NAIAD Project, Grant Agreement N° 730497.

CEDEX (2012). *Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos en régimen natural*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. 268 pp.

CHD (2015). *Plan Hidrológico de la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero (2015-2021)*. Confederación Hidrográfica del Duero, Valladolid, Spain.

Graveline, N., Joyce, J., Calatrava, J., Douai, A., Arfaoui, N., Moncoulon, D., Manez, M. De Ryke H. and Zdravko K. (2017). *DELIVERABLE 4.1: General Framework for the economic assessment of Nature Based Solutions and their insurance value*. EU Horizon 2020 NAIAD Project, Grant Agreement N° 730497.

Hérivaux C., Le Coent P. and Gnonlonfin A. (2019). *DELIVERABLE 4.4: Natural capital and ecosystem services to value co- benefits of NBS in water related risk management*. EU Horizon 2020 NAIAD Project, Grant Agreement N° 730497.

JCYL (varios años). *Anuario de Estadística Agraria de Castilla y León. Junta de Castilla y León, Valladolid*.

Llorente, M. (2018). *Climate proxies for NAIAD Project (Medina's Demo)*. NAIAD's project internal working report (unpublished).

Llorente, M., De la Hera, A. and Manzano, M. (2018). "**DELIVERABLE 6.2 From hazard to risk: models for the DEMOs. Report Part 1: Spain – Medina del Campo**". EU Horizon 2020 NAIAD Project, Grant Agreement N° 730497.

MAGRAMA (varios años). *Anuario de Estadística*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.





CAPÍTULO 14

Análisis de **Redes Sociales** para la implementación de soluciones basadas en la naturaleza



AUTORES

Raffaele Giordiano¹, Alessandro Pagano¹

¹ CNR-IRSA - Instituto di Ricerca sulle Acque



RESUMEN

La implementación efectiva de Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN) todavía se ve obstaculizada por diversas barreras físicas y sociales. Este trabajo se centra en las barreras de colaboración, ya que el diseño y la implementación de SBN reclaman una colaboración efectiva entre diferentes agentes tomadores de decisiones. Este trabajo tiene como objetivo demostrar que las barreras de colaboración para el diseño y la implementación de SBN se pueden superar mejorando la efectividad de la red de interacciones entre los agentes tomadores de decisiones. Para ello, se aplica esta metodología al caso de la masa de agua subterránea de Medina del Campo, con el fin último de apoyar el diseño y la implementación de una estrategia de SBN adecuada para detener la degradación del estado de las aguas subterráneas y los servicios ecosistémicos asociados.

PALABRAS CLAVE:

- *social; barreras*
- *análisis de Redes Sociales*
- *actores*
- *medidas*



1. INTRODUCCIÓN

Las soluciones basadas en la naturaleza (SBN) se han convertido en una alternativa complementaria y válida a las infraestructuras grises para hacer frente a los riesgos relacionados con el clima, tanto en áreas urbanas como rurales (Calliari et al., 2019a; Frantzeskaki, 2019). En la literatura científica se están documentando cada vez más casos de ejemplos de SBN para hacer frente a los riesgos relacionados con el clima. Además, las SBN son cada vez más reconocidas por su capacidad para apoyar las funciones de los ecosistemas y generar beneficios ambientales, económicos y sociales auxiliares, considerados como pilares fundamentales de las acciones para la mitigación y adaptación al cambio climático (Bain et al., 2016; Kabisch et al., 2016; Josephs y Humphries, 2018; Cohen-Shacham et al., 2019). Sin embargo, pasar de la planificación y el diseño de las SBN a la implementación sigue siendo un desafío (Calliari et al., 2019a; Wihlborg et al., 2019). Varios trabajos en la literatura científica se han centrado en detectar y analizar las principales barreras para la implementación de SBN, concluyendo que las barreras físicas son menos importantes que las relacionadas con aspectos de gobernanza, socio-institucionales y económicos (Calliari et al., 2019b).

Dentro de las diversas barreras, este trabajo se centra en las de colaboración, es decir, aquellas que obstaculizan la colaboración efectiva entre los diferentes agentes tomadores de decisiones y partes interesadas para el co-diseño y la implementación de SBN. La implementación de las SBN es un tema complejo, cuya efectividad no depende exclusivamente de la capacidad y los recursos de los tomadores de decisiones involucrados, sino también del número y la calidad de las relaciones entre ellos (Therrien et al., 2019). Sin embargo, las divergencias en valores, creencias y problemáticas pueden llevar a estructuras de colaboración que alienen a las partes interesadas y a los tomadores de decisiones a evitarse entre sí, convirtiendo la toma de decisiones colaborativa en un proceso controvertido e inútil (Brugnach & Ingram, 2012; Giordano et al., 2017; Howe et al., 2014; Jacobs et al., 2016; Small et al., 2017; Wam et al., 2016; Shrestha & Dhakal, 2019), lo que acaba obstaculizando la implementación (Eisenack et al., 2014; Therrien et al., 2019).

Este trabajo tiene como objetivo demostrar que las interacciones efectivas de múltiples actores podrían permitir la toma de decisiones colaborativa para el diseño y la implementación de SBN, incluso en el caso de existencia de problemas ambiguos. Investigamos la idoneidad de un enfoque de intervención en red para mejorar la red existente de interacciones que involucran a los diferentes actores y partes interesadas en la implementación de las SBN (Valente, 2012). Las intervenciones en red se basan en la difusión de la teoría de las innovaciones, que explica cómo las nuevas ideas y prácticas se difunden dentro de y entre comunidades. Las intervenciones de red son esfuerzos intencionados que utilizan las características de la red social para generar influencia social, acelerar cambios de comportamiento y mejorar el desempeño organizacional a través de intervenciones puntuales en nodos específicos de la red, que podrían actuar como puntos de impulsión en el sistema (Calliari et al., 2019; Valente, 2012). En resumen, este trabajo se basa en dos preguntas de investigación principales, es decir: i) ¿en qué medida la falta de colaboración entre los diferentes tomadores de decisiones y partes interesadas podría obstaculizar el diseño y la implementación de las SBN?; ii) ¿Es la intervención en red un enfoque adecuado para permitir el diseño y la implementación de SBN?



Para responder a estas preguntas de investigación, se implementó un enfoque metodológico basado en el Análisis de Redes Sociales (SNA por sus siglas en inglés) en el área de masa de agua subterránea de Medina del Campo (MASMC), como se describe a continuación.

2. ANÁLISIS DE REDES SOCIALES PARA MAPEAR LA RED DE INTERACCIONES

El análisis de redes sociales (SNA) es la práctica de representar redes de personas como gráficos y su exploración para detectar patrones de conexiones (Powell & Hopkins, 2015). Las personas se representan como nodos conectados a través de vínculos de diferentes fortalezas (Furht, 2010). La fuerza de los vínculos depende de las características de las conexiones, es decir, frecuencia, intensidad, importancia, etc. (Borgatti, 2006; Ingold, 2011). El SNA tiene el potencial de respaldar la definición de intervenciones en red al desentrañar la complejidad de la red de interacción que afecta el proceso de toma de decisiones de múltiples actores para el diseño e implementación del SNA, y permite identificar los nodos que juegan un papel central en el proceso (Calliari et al., 2019b). Las técnicas de SNA ayudan a comprender las redes existentes e identificar los potenciales de innovación para generar nueva información y revelar opciones para desarrollos estructurales (Kolleck, 2013; Therrien et al., 2019). Dado que las interacciones sociales alteran las elecciones de los actores responsables de la toma de decisiones, el SNA puede ayudar a comprender cómo y por qué los actores se comportan de la manera en que lo hacen, mediante el análisis de patrones estructurales de relaciones que influyen en los procesos sociales (Borgatti y Foster, 2003). El SNA puede respaldar los procesos de toma de decisiones en colaboración al tratar los siguientes temas: i) identificación de redes de interacciones (cooperación existente, ausente y realista) e investigación de actores, estructuras y límites de la red; ii) los potenciales de innovación a través de estrategias de desarrollo de redes (dónde y cómo se puede optimizar la cooperación, y dónde y cómo las alteraciones son posibles y razonables); iii) identificación de problemas de coordinación, información y motivación; iv) identificación de debilidades en el proceso de transferencia de conocimiento (Kolleck, 2013).

En este trabajo, el SNA se implementó para hacer explícitas las redes de interacciones formales e informales en las que participan los diferentes actores decisivos que se ocupan del diseño e implementación de las medidas de gestión de riesgos relacionados con el clima, incluidas las SBN. Para ello, se organizó un taller de partes interesadas en el municipio de Arévalo con el objetivo de desarrollar el mapa de interacciones. Si bien la mayoría de los enfoques existentes para la implementación del SNA en el entorno de decisiones de múltiples actores se centraron exclusivamente en la interacción entre actores y en el papel de la confianza entre ellos (por ejemplo, Liu et al., 2019), asumimos que la interacción entre decisiones de los actores es mediada a través de otros elementos, como tareas e información. Es decir, la cooperación efectiva entre los agentes tomadores de decisiones requiere que los actores cooperen en la realización de ciertas tareas e intercambien información. La calidad del proceso colaborativo de toma de decisiones se puede mejorar solo si los actores de la toma de decisiones tienen relaciones armoniosas entre sí, y la información fluye de manera efectiva dentro de la organización y es coherente con la complejidad de la carga de tareas para cada actor de decisión.

Actores	Acrónimo
Confederación Hidrográfica del Duero	CHD
Ministerio de Agricultura	MP
Agencia de Protección Civil	CPA
Ayuntamiento	MU
Diputación Provincial	PA
Comunidades Locales	MC
Universidades y Centros de Investigación	UNI
Autoridades Regionales	RA
ONGs	ONG
Asociaciones civiles locales	LA
Comunidades de usuarios de agua	WUA
Agricultores	FAR
Asociaciones Agrícolas	FAA
Empresas públicas y privadas	PPE
Compañías de seguros	IC

Tabla 14.1. Lista de actores utilizados durante el SCN y sus siglas.

Durante el ejercicio de mapeo participativo, y haciendo referencia a la lista de agentes, se solicitó a los participantes que describieran las conexiones existentes entre ellos. También se les solicitó que asignaran un grado de importancia a cada vínculo que conecta a dos actores. La Figura 14.1 resume la discusión para el desarrollo del mapa de Redes Sociales.



Figura 14.1. Resultados del ejercicio de mapeo participativo

Los resultados del taller se tradujeron luego en modelos gráficos, como se muestra en la [figura 14.2](#).

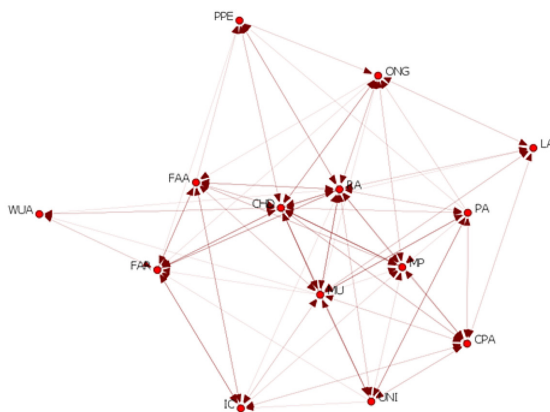


Figura 14.2. Mapa de interacciones de la red social (Agente x Agente). Los eslabones se caracterizan por un grosor diferente según el peso asignado por los interesados.

Se adoptó el mismo enfoque para el desarrollo de las otras subredes, como se muestra en la [tabla 14.2](#).

	Agente	Conocimiento	Tareas
Agente	Red social: mapa de las interacciones entre los diferentes tomadores de decisiones en el diseño de SBN.	Red de conocimiento: esta red describe las relaciones entre los actores y la información (¿Quién gestiona qué información? ¿Quién posee qué experiencia?)	Red de asignación: esta red define el papel que juega cada actor en el proceso de toma de decisiones de la NBS.
Conocimiento		Red de información: mapa de las conexiones entre los diferentes conocimientos utilizados / necesarios en el proceso de toma de decisiones de las SBN.	Red de requisitos de conocimiento: esta red identifica la información utilizada, o necesaria, para realizar una determinada tarea en el proceso de toma de decisiones de la NBS.
Tareas			Red de dependencias: esta red identifica el flujo de trabajo. (Qué tareas están relacionadas con cuál)

Tabla 14.2: subredes que muestran las conexiones entre las entidades clave de la red social

3. DETECTANDO LAS BARRERAS COLABORATIVAS A LAS SBN

Se implementó el SNA para definir las principales vulnerabilidades en la red de interacciones mediante la implementación de medidas basadas en la teoría de grafos. En este trabajo asumimos que una vulnerabilidad de la red puede deberse a agentes - por ejemplo, un actor clave es bastante marginal en la red -, información - por ejemplo, la información importante no se comparte adecuadamente -, y las tareas - por ejemplo, debido a un nivel limitado de cooperación-, o una combinación de las tres categorías. Se implementaron las siguientes medidas de la teoría de grafos.

Medidas gráficas	Significado
<ul style="list-style-type: none"> • Grado de centralidad en la Red Social • Grado de centralidad en la red del conocimiento • Grado de centralidad en la red Tareas 	Un agente con pocas conexiones y débiles con los demás (bajo nivel de centralidad) no sería capaz de realizar tareas importantes y compartir conocimientos clave.
<ul style="list-style-type: none"> • La mayor parte del conocimiento en la red de conocimiento • Grado de centralidad en la red de información • Grado de centralidad en Know. Requisito neto. 	Un conocimiento puede considerarse importante en el proceso si permite el acceso a otros conocimientos y permite el cumplimiento de varias tareas. Sin embargo, una medida de conocimiento más baja significa que tiene un bajo nivel de acceso para muchos agentes, es decir, no se comparte adecuadamente.
<ul style="list-style-type: none"> • La mayoría de las tareas en la red de asignaciones • Grado de centralidad en la red de dependencias. 	Se debe realizar una tarea con un alto grado de centralidad para permitir el cumplimiento de las demás tareas. Una medida de la mayoría de tareas baja significa que esta tarea clave no se realiza de manera cooperativa. El riesgo de fracaso es alto, lo que da lugar al deterioro de las otras tareas.

Tabla 14.3. Medidas de la teoría de grafos para la detección de vulnerabilidades clave en la red de interacción

Como se muestra en la *tabla 14.3*, se agregaron diferentes medidas para detectar las vulnerabilidades clave en la red de interacciones. En concreto, un agente podría ser considerado un elemento vulnerable si tiene un bajo grado de centralidad, es decir, conexiones débiles con el resto de actores, y un elevado número de tareas a realizar en el proceso colectivo de gestión de riesgos. En estas condiciones, el agente no podría cooperar con los demás y, por tanto, podría no ser capaz de cumplir con las tareas. Del mismo modo, un agente con el más alto grado de conocimiento tiene acceso a una gran cantidad de conocimientos importantes. Sin embargo, un bajo grado de centralidad en la red del Agente X significa que este agente está mal conectado en la red, lo que reduce la efectividad del flujo de conocimiento dentro de la red.

Un conocimiento podría representar una vulnerabilidad si es central en el proceso, es decir, permite el acceso a otros tipos de conocimiento y / o permite el cumplimiento de tareas importantes, y no se comparte de manera efectiva dentro de la red. Finalmente, una tarea podría representar una vulnerabilidad si la realiza un solo agente y si juega un papel clave en la activación de otras tareas importantes. En estas condiciones, si el agente exclusivo fallara en realizar esta tarea, todo el proceso se verá afectado.

Los resultados de este análisis nos permitieron detectar las vulnerabilidades clave en la red de interacción. La *Tabla 14.4* muestra las principales vulnerabilidades en la red de interacciones.

VULNERABILIDADES CLAVE	TIPO	SIGNIFICADO EN EL PROCESO SBN
CUAS	Agente	Este agente se caracteriza por un grado de centralidad bastante bajo en la red del Agente X Agente. Es decir, tiene pocas y débiles conexiones con el resto de actores. Se supone que lleva a cabo tareas importantes y tiene acceso a conocimientos importantes.
Gestión de los derechos de agua	Tarea	Esta tarea tiene un alto grado de centralidad en la red Tarea X Tarea. Por tanto, permite el cumplimiento de otras tareas importantes. Sin embargo, está conectado exclusivamente con el CHD.
Soporte técnico para la selección de cultivos	Conocimiento	Este conocimiento juega un papel clave en la realización de las tareas más importantes (red Conocimiento X Tarea). Sin embargo, tiene un bajo grado de conocimiento en la red de conocimiento del Agente X y, por lo tanto, no se comparte de manera efectiva en la red.
Estado del agua subterránea	Conocimiento	Este conocimiento tiene un alto grado de centralidad en la red Conocimiento X Conocimiento, lo que significa que permite el acceso a otros datos importantes. Sin embargo, solo unos pocos agentes tienen acceso a él (Red de conocimiento del Agente X).

Tabla 14.4. Vulnerabilidades clave en la red de interacciones para Medina del Campo.

Estos resultados mostraron que, a fin de mejorar la colaboración entre los agentes tomadores de decisiones para el diseño y la implementación de las SBN, se requerían esfuerzos para: i) hacer que las CUAS sean más centrales en el proceso; ii) facilitar la co-implementación de la gestión de derechos de agua; iii) mejorar el intercambio de información técnica sobre cambios en los cultivos; y iv) mejorar el intercambio de información sobre el estado del agua subterránea y los riesgos asociados.

Se realizaron esfuerzos para explicar por qué estos elementos representaban barreras para el diseño y la implementación de las SBN. La primera vulnerabilidad detectada a través del SNA estaba relacionada con el agente CUAS. Durante la fase de obtención de conocimientos se desveló de que la ausencia de CUAS se debía principalmente a la falta de voluntad de los agricultores para formar esas asociaciones, lo que también dependía del bajo nivel de conciencia de los agricultores sobre los riesgos. Además, el número limitado de CUAS redujo la capacidad del CHD para controlar el territorio y, por lo tanto, reducir la sobreexplotación de aguas subterráneas. Esto redujo la efectividad de las NBS en la protección de las aguas subterráneas.

La segunda vulnerabilidad clave en el SNA es la tarea "Gestión de los derechos de agua", que se ve fuertemente afectada por la percepción de los agricultores sobre la eficacia de la CHD en la gestión de los recursos de riego. Esto significa que los derechos de agua se cumplirían si los agricultores percibieran positivamente el papel de la CHD en la gestión de las aguas subterráneas, y si los agricultores tuvieran una opinión positiva de la eficacia de las mismas. La implementación efectiva de los derechos de agua conduciría a una reducción de la explotación de las aguas subterráneas.

La tercera vulnerabilidad clave en la red de interacciones es el apoyo técnico a los agricultores para permitir el cambio de cultivos. La disponibilidad de apoyo técnico afecta la voluntad de los agricultores de implementar estrategias de cambio de cultivos y, por lo tanto, reducir el índice de explotación de las aguas subterráneas.



Finalmente, la cuarta vulnerabilidad clave en la red de interacciones fue la “información del estado del agua subterránea”. Se espera que la disponibilidad de información estatal de aguas subterráneas tenga un impacto en la conciencia de los agricultores sobre los riesgos y, en consecuencia, en la formación de CUAS y la implementación de la estrategia de cambio de cultivos. Como ya se explicó, la formación de CUAS facilitaría el control de las aguas subterráneas y, por lo tanto, su protección.

A partir de los resultados de este análisis, se definieron las posibles intervenciones en red, como se describe en la siguiente sección.

4. DEFINICIÓN DE LAS INTERVENCIONES EN RED

Se organizó un segundo taller en el área de estudio, en el que participaron actores institucionales, agricultores, representantes de asociaciones de agricultores y ciudadanos locales (*figura 14.3*).

Se solicitó a los participantes que identificaran Actores, Tareas e Información que necesitan ser introducidos en la red para superar las vulnerabilidades definidas. La *Tabla 14.5* muestra los resultados de la discusión de las partes interesadas en los tres grupos.

VULNERABILIDAD	ACTORES	CONOCIMIENTO	TAREAS
Formación de CUAS y gestión de derechos de agua	<ul style="list-style-type: none"> • Municipios • Autoridad regional • Ministerio 	<ul style="list-style-type: none"> • Información sobre el proceso de asignación de derechos de agua 	<ul style="list-style-type: none"> • Detectar la explotación ilegal de aguas subterráneas • Mejorar la transparencia del proceso • Crear un registro de derechos
Información del estado de la masa subterránea	<ul style="list-style-type: none"> • Ministerio de medio ambiente • CHD • Agricultores 	<ul style="list-style-type: none"> • Información climática • Etiqueta de huella hídrica para los productos • Costes de extracción de agua subterránea • Agua virtual 	<ul style="list-style-type: none"> • Sustener el ecoturismo rural • Sensibilización de los consumidores • Medición de agua subterránea
Soporte técnico a agricultores para cambios de cultivos	<ul style="list-style-type: none"> • Técnicos • Autoridad regional • Universidades y centros de investigación • Organización de agricultores 	<ul style="list-style-type: none"> • Requerimientos de agua para cultivos • Información sobre cultivos resistentes a la sequía • Evaluación de mercado 	<ul style="list-style-type: none"> • Mejorar la distribución de los subsidios de la PAC • Formación sobre nuevos cultivos • Asignación de agua basada en cultivos • Sensibilización sobre agricultura sostenible

Tabla 14.5. Intervenciones mencionadas por las partes interesadas durante el taller.

Se definieron y discutieron con los participantes diferentes estrategias compuestas por varias intervenciones de trabajo en red.

ESTRATEGIA DE INTERACCIÓN	VULNERABILIDAD	INTERVENCIONES EN RED
Estrategia 1	<ul style="list-style-type: none"> Formación de CUAS y gestión de derechos de agua 	<ul style="list-style-type: none"> Detectar la explotación ilegal de aguas subterráneas Transparencia del proceso de derechos de agua Crea un registro accesible
Estrategia 2	<ul style="list-style-type: none"> Información del estado de la masa 	<ul style="list-style-type: none"> Inversión en control de aguas subterráneas (medición de aguas subterráneas) Ecoturismo Conciencia de los consumidores Costes de extracción de agua subterránea Etiqueta de huella hídrica
Estrategia 3	<ul style="list-style-type: none"> Apoyo técnico a los agricultores para el cambio de cultivos 	<ul style="list-style-type: none"> Cultivos resistentes a la sequía Implementación de la PAC Soporte de evaluación de mercado Capacitación y desarrollo de capacidades

Tabla 14.6. Estrategias de redes para abordar las vulnerabilidades detectadas por el SNA

La estrategia de trabajo en red más eficaz es la que tiene como objetivo mejorar la disponibilidad, fiabilidad y accesibilidad de la información relacionada con el estado del agua subterránea. Se espera que esta estrategia tenga un impacto bastante bajo en el corto plazo, porque la disponibilidad de información sobre el estado de las aguas subterráneas requiere tiempo para afectar el comportamiento de los agricultores. A largo plazo, esta estrategia de intervención tuvo un doble impacto positivo. Por un lado, podría conducir a un aumento de la conciencia del riesgo de los agricultores y, al hacerlo, podría contribuir a permitir el cambio hacia cultivos que requieran menos agua. Además, el aumento de la conciencia de los agricultores podría conducir a un proceso efectivo de creación de CUAS, con impactos positivos en la capacidad de la CHD para controlar el uso de agua subterránea y, finalmente, en la efectividad del apoyo técnico para reducir el consumo de agua. Por otro lado, la disponibilidad de información confiable sobre el estado de las aguas subterráneas podría permitir a la CHD mejorar la efectividad del control en el territorio y la gestión de las aguas subterráneas. Esto, a su vez, podría tener un impacto positivo en la percepción de los agricultores del papel de la CHD y, en consecuencia, podría conducir a una mayor aceptación del proceso de gestión de los derechos de agua.

5. CONCLUSIONES

Permitir el diseño y la implementación de las SBN y mejorar su efectividad en la reducción de los riesgos relacionados con el clima requiere cambiar el enfoque de las barreras técnicas hacia las relacionadas con los dominios socioeconómicos. En línea con estos trabajos, la experiencia desarrollada en Medina del Campo tuvo como objetivo posibilitar la implantación de las SBN superando las barreras de colaboración. Al conceptualizar el diseño de SBN como un proceso colaborativo de toma de decisiones, este trabajo describe un enfoque basado en el Análisis de Sistemas de Redes para fomentar las interacciones entre los diversos actores de decisión involucrados / interesados en la implementación de las SBN a pesar de la diversidad en las percepciones, significados y valores de riesgos y beneficios. Los resultados obtenidos mostraron que, al mejorar los mecanismos de interacción, facilitar el flujo de información y permitir la colaboración en la realización de tareas clave, los marcos de problemas divergentes aún pueden generar acciones colectivas.

6. REFERENCIAS

- Bain, P. G., Milfont, T. L., Kashima, Y., Bilewicz, M., Doron, G., Garðarsdóttir, R. B., ... Johansson, L. (2016). *Co-benefits of addressing climate change can motivate action around the world*. *Nature Climate Change*, 6(September 2015). <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE2814>
- Bodin, Ö., & Crona, B. (2009). *The role of social networks in natural resource governance: What relational patterns make a difference?* *Global Environmental Change*, 19(3), 366–374.
- Borgatti, S.P. (2006). *Identifying sets of key players in a social network*. *Comput. Math. Organ. Theory* 12 (1), 21e34. <http://doi.org/10.1007/s10588-006-7084-x>
- Borgatti, S., Foster, P. (2003). *The Network Paradigm in Organizational Research: A Review and Typology*. *Journal of Management*, 29(6), 991–1013.
- Bruognach, M., Dewulf, A., Henriksen, H. J., & van der Keur, P. (2011). *More is not always better: coping with ambiguity in natural resources management*. *Journal of Environmental Management*, 92(1), 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08>.
- Bruognach, M., & Ingram, H. (2012). *Ambiguity: the challenge of knowing and deciding together*. *Environmental Science & Policy*, 15(1), 60–71. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.10.005>
- Calliari, E., Staccione, A., & Mysiak, J. (2019)a. *An assessment framework for climate-proof nature-based solutions*. *Science of the Total Environment*, 656, 691–700. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.341>
- Calliari, E., Michetti, M., Farnia, L., & Ramieri, E. (2019)b. *A network approach for moving from planning to implementation in climate change adaptation: Evidence from southern Mexico*. *Environmental Science and Policy*, 93(November 2017), 146–157. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.11.025>

- Carley, K. M. (2002). *Computational organizational science and organizational engineering*. Simulation Modelling Practice and Theory, 10(5–7), 253–269. [https://doi.org/10.1016/S1569-190X\(02\)00119-3](https://doi.org/10.1016/S1569-190X(02)00119-3)
- Carley, K.M., Diesner, J., Reminga, J., Tsvetovat, M. (2007). *Toward an interoperable dynamic network analysis toolkit*. Decis. Support Syst. 43 (4), 1324e1347. <http://doi.org/10.1016/j.dss.2006.04.003>.
- Cohen-Shacham, E., Andrade, A., Dalton, J., Dudley, N., Jones, M., Kumar, C., ... Walters, G. (2019). *Core principles for successfully implementing and upscaling Nature-based Solutions*. Environmental Science and Policy, 98, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.04.014>
- Dewulf, A., Gray, B., Putnam, L., Lewicki, R., Aarts, N., Bouwen, R., & van Woerkum, C. (2009). *Disentangling approaches to framing in conflict and negotiation research: A meta-paradigmatic perspective*. Human Relations, 62(2), 155–193. <https://doi.org/10.1177/0018726708100356>
- Dewulf, Art, & Bouwen, R. (2012). *Issue Framing in Conversations for Change*. The Journal of Applied Behavioral Science, 48(2), 168–193. <https://doi.org/10.1177/0021886312438858>
- Ding, R., Wang, X., Shang, K., & Herrera, F. (2019). *Social network analysis-based conflict relationship investigation and conflict degree-based consensus reaching process for large scale decision making using sparse representation*. Information Fusion, 50(October 2018), 251–272. <https://doi.org/10.1016/j.inffus.2019.02.004>
- Eisenack, K., Moser, S. C., Hoffmann, E., Klein, R. J. T., Oberlack, C., Pechan, A., ... Termeer, C. J. A. M. (2014). *Explaining and overcoming barriers to climate change adaptation*, 4(October). <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/nclimate2350>
- Frantzeskaki, N. (2019). *Seven lessons for planning nature-based solutions in cities*. Environmental Science and Policy, 93(December 2018), 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.033>
- Furht, B., (2010). *Handbook of Social Network Technologies and Applications* (FL: Atlant). Springer, New York
- Giordano, R., Brugnach, M., & Pluchinotta, I. (2017). *Ambiguity in Problem Framing as a Barrier to Collective Actions: Some Hints from Groundwater Protection Policy in the Apulia Region*. Group Decision and Negotiation, 26(5), 911–932. <https://doi.org/10.1007/s10726-016-9519-1>
- Giordano, R., Pagano, A., Pluchinotta, I., del Amo, R. O., Hernandez, S. M., & Lafuente, E. S. (2017). *Modelling the complexity of the network of interactions in flood emergency management: The Lorca flash flood case*. Environmental Modelling and Software, 95. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.026>
- Giordano, R., Pluchinotta, I., Pagano, A., Scricciu, A., & Nanu, F. (2020). *Enhancing nature-based solutions acceptance through stakeholders' engagement in co-benefits identification and trade-offs analysis*. Science of the Total Environment, 713. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136552>
- Howe, C., Suich, H., Vira, B., & Mace, G. M. (2014). *Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world*. Global Environmental Change, 28(1), 263–275. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005>

Ingold, K. (2011). *Network structures within policy processes: coalitions, power, and brokerage in swiss climate policy*. Policy Stud. J. 39(3), 435e459. <http://doi.org/10.1111/j.1541-0072.2011.00416.x>

Janasoff, S. (2007). *Technologies of humility*. Nature, 450(7166), 33. <https://doi.org/10.1038/450033a>

Josephs, L. I., & Humphries, A. T. (2018). *Identifying social factors that undermine support for nature-based coastal management*. Journal of Environmental Management, 212, 32–38. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.085>

Kabisch, N., Frantzeskaki, N., Pauleit, S., Naumann, S., Davis, M., Artmann, M., ... Bonn, A. (2016). *Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: Perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action*. Ecology and Society, 21(2). <https://doi.org/10.5751/ES-08373-210239>

Kok, K. (2009). *The potential of Fuzzy Cognitive Maps for semi-quantitative scenario development, with an example from Brazil*. Global Environmental Change, 19(1), 122–133. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.08.003>

Kolleck, N. (2013). *Social network analysis in innovation research: using a mixed methods approach to analyze social innovations*. European Journal of Futures Research, 1(1), 1–9. <https://doi.org/10.1007/s40309-013-0025-2>

Kosko, B. (1986). *Fuzzy cognitive maps*. Int. J. Man-Machine Studies, 24: 65–75.

Ingold, K. (2011). *Network structures within policy processes: Coalitions, power, and brokerage in swiss climate policy*. Policy Studies Journal, 39(3), 435–459. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0072.2011.00416.x>

LaMere, K., Mäntyniemi, S., Vanhatalo, J., & Haapasaari, P. (2020). *Making the most of mental models: Advancing the methodology for mental model elicitation and documentation with expert stakeholders*. Environmental Modelling & Software, 124, 104589. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSOFT.2019.104589>

Lienert, J., Schnetzer, F., & Ingold, K. (2013). *Stakeholder analysis combined with social network analysis provides fine-grained insights into water infrastructure planning processes*. Journal of Environmental Management, 125, 134–148. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.052>

Liu, B., Zhou, Q., Ding, R. X., Palomares, I., & Herrera, F. (2019). *Large-scale group decision making model based on social network analysis: Trust relationship-based conflict detection and elimination*. European Journal of Operational Research, 275(2), 737–754. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2018.11.075>

Manson, S. M., Jordan, N. R., Nelson, K. C., & Brummel, R. F. (2016). *Modeling the effect of social networks on adoption of multifunctional agriculture*. Environmental Modelling and Software. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.09.015>

Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., García-Llorente, M., & Montes, C. (2014). *Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment*. Ecological Indicators, 37(PART A), 220–228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.003>

O'Donnell, E. C., Lamond, J. E., & Thorne, C. R. (2017). *Recognising barriers to implementation of Blue-Green Infrastructure: a Newcastle case study*. *Urban Water Journal*, 14(9), 964–971. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2017.1279190>

Olazabal, M., Neumann, M. B., Foudi, S., & Chiabai, A. (2018). *Transparency and Reproducibility in Participatory Systems Modelling: the Case of Fuzzy Cognitive Mapping*. *Systems Research and Behavioral Science*, 35(6), 791–810. <https://doi.org/10.1002/sres.2519>

Özesmi, U., & Özesmi, S. L. (2004). *Ecological models based on people's knowledge: A multi-step fuzzy cognitive mapping approach*. *Ecological Modelling*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.10.027>

Pagano, A., Pluchinotta, I., Pengal, P., Cokan, B., & Giordano, R. (2019). *Engaging stakeholders in the assessment of NBS effectiveness in flood risk reduction: A participatory System Dynamics Model for benefits and co-benefits evaluation*. *Science of the Total Environment*, 690, 543–555. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.059>

Powell, J., & Hopkins, M. (2015). Social Network. In Powell, J., & Hopkins, M. (eds). *A Librarian's Guide to Graphs, Data and the Semantic Web*. Chandos Publishing, pp 111–116. <https://doi.org/10.1016/B978-1-84334-753-8.00014-2>.

Ruangpan, L., Vojinovic, Z., Di Sabatino, S., Leo, L.S., Capobianco, V., Oen, A.M.P., McClain, M., Lopez-Gunn, E. (2020). *Nature-Based Solutions for hydro-meteorological risk reduction: A state-of-the-art review of the research area*. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 20, 243–270. <https://doi.org/10.5194/nhess-2019-128>

Sanon, S., Hein, T., Douven, W., & Winkler, P. (2012). *Quantifying ecosystem service trade-offs: The case of an urban floodplain in Vienna, Austria*. *Journal of Environmental Management*, 111, 159–172. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.008>

Shrestha, S., & Dhakal, S. (2019). *An assessment of potential synergies and trade-offs between climate mitigation and adaptation policies of Nepal*. *Journal of Environmental Management*, 235(January), 535–545. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.035>

Siegel, D. A. (2009). *Social Networks and Collective Action*. *American Journal of Political Science*, 53(1), 122–138. <https://doi.org/10.1111/j.1540-5907.2008.00361.x>

Small, N., Munday, M., & Durance, I. (2017). *The challenge of valuing ecosystem services that have no material benefits*. *Global Environmental Change*, 44, 57–67. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.03.005>

Sueur, C., Deneubourg, J. L., & Petit, O. (2012). *From social network (centralized vs. decentralized) to collective decision-making (unshared vs. shared consensus)*. *PLoS ONE*, 7(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032566>

Therrien, M. C., Jutras, M., & Usher, S. (2019). *Including quality in Social network analysis to foster dialogue in urban resilience and adaptation policies*. *Environmental Science and Policy*, 93(June 2018), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.11.016>

Valente, T. W. (2012). *Network Interventions*. Science, 337(6090), 49–53. <https://doi.org/10.1126/science.1217330>

Van den Hoek, R. E., Brugnach, M., Mulder, J. P. M., & Hoekstra, A. Y. (2014). *Analysing the cascades of uncertainty in flood defence projects: How “not knowing enough” is related to “knowing differently”*. Global Environmental Change, 24(1), 373–388. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.11.008>

Wam, H. K., Bunnefeld, N., Clarke, N., & Hofstad, O. (2016). *Conflicting interests of ecosystem services: Multi-criteria modelling and indirect evaluation of trade-offs between monetary and non-monetary measures*. Ecosystem Services, 22(October), 280–288. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.003>

Wihlborg, M., Sörensen, J., & Alkan Olsson, J. (2019). *Assessment of barriers and drivers for implementation of blue-green solutions in Swedish municipalities*. Journal of Environmental Management, 233(December 2018), 706–718. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.018>



CAPÍTULO 15

Análisis integrado:
entendiendo el
sistema de Medina del
Campo a través de un
**modelo cualitativo de
dinámica de sistemas**



AUTORES

Eulalia Gómez Martín ¹, María Máñez Costa ¹,
Raffaele Giordano ², Alessandro Pagano ².

¹ Climate Service Center Germany (GERICS), Germany

² Water Research Institute–National Research Council (CNR-IRSA), Bari, Italy



RESUMEN

Las soluciones basadas en la naturaleza (SBN) se están implementando en toda Europa para reducir el costo económico y humano de los riesgos asociados al agua y, al mismo tiempo, para abordar una variedad de desafíos sociales. Sin embargo, el desarrollo y la implementación de las SBN es un proceso complejo que involucra a una gran variedad de actores, desde miembros de la sociedad civil hasta políticos y científicos. La adopción de un enfoque de abajo hacia arriba es un requisito fundamental para comprender cómo se crean y distribuye el conocimiento entre las diferentes partes interesadas y los distintos niveles gubernamentales. La distribución equilibrada de los co-beneficios entre los diferentes sectores socioeconómicos es clave para lograr todo el potencial de las SBN. La integración del conocimiento representa una oportunidad para mejorar la toma de decisiones y para facilitar la implementación de SBN. La integración del conocimiento local y científico aumenta la usabilidad de la información local y promueve la coproducción de conocimiento al facilitar el aprendizaje basado en la comunidad y reforzar de esta manera la efectividad de las SBN. En este capítulo, se sugiere incorporar conocimientos nuevos y existentes en un marco más eficiente para la implementación de SBN. Se utilizó un enfoque cualitativo de dinámica de sistemas, comenzando con una fase de modelado participativo, como marco para el análisis. Este capítulo presenta los resultados del estudio de caso de la masa de agua subterránea de Medina del Campo del río Duero localizada en el centro de España.

PALABRAS CLAVE:

- *soluciones basadas en la naturaleza*
- *dinámica de sistemas*
- *modelado participativo*
- *conocimiento, coproducción*



1. INTRODUCCIÓN

La implementación correcta de Soluciones basadas en la Naturaleza (SBN) genera diversos beneficios sociales, económicos y ambientales. La correcta evaluación de su eficacia requiere la combinación de numerosos datos e información heterogéneos que generalmente están fragmentados entre grupos (Allen y Kilvington, 1999). Por esta razón, cuando se trata de implementar y diseñar SBN es necesario adoptar un enfoque sistémico y colaborativo que integre múltiples perspectivas y emplee múltiples fuentes de información (Allen y Kilvington, 1999). Se ha reconocido que la adopción de una perspectiva “de abajo hacia arriba” (bottom-up) aumenta la eficacia de la implementación de las SBN (Comisión Europea, 2015).

El modelado participativo es una herramienta valiosa para obtener datos provenientes de fuentes formales y no formales. Este enfoque apoya la inclusión de conocimiento transdisciplinario a través de la participación de distintos actores en el proceso de creación del modelo (Reed et al., 2009; Van den Belt, 2009). Esto hace que este enfoque sea especialmente adecuado para integrar diferentes perspectivas de los sistemas socioeconómicos y ecológicos. Las actividades de Modelización Participativa se han utilizado para desarrollar una comprensión integral del alcance del sistema y para orientar las acciones que se llevan a cabo, al tiempo que brinda ventajas tanto a nivel individual como colectivo. A nivel individual, el enfoque mejora la formulación del problema y la percepción de los participantes. A nivel colectivo, facilita la implicación del grupo y el consenso en torno a una decisión (Gómez et al., 2019).

Utilizando el caso de estudio de Medina del Campo, se utilizó el modelado participativo para obtener información relevante de abajo hacia arriba y para organizar el conocimiento colectivo de las partes interesadas en una estructura gráfica que capturara las principales dinámicas del sistema. En este capítulo se presenta el marco desarrollado para efectuar las actividades de modelado participativo. El objetivo del marco es facilitar el proceso de co-diseño de las SBN, centrándose en la percepción de los interesados sobre la dinámica principal del sistema y en la aceptabilidad relacionada de las medidas y estrategias.

2. METODOLOGÍA

Las actividades de Modelización Participativa se utilizaron en Medina del Campo para desarrollar una comprensión integral del alcance del sistema, así como para promover una discusión entre las partes interesadas con el fin de conducir a una visión compartida del sistema y de los principales problemas y barreras de las SBN. Este capítulo se enfoca en describir el marco de modelado participativo implementado en la masa de agua subterránea de Medina del Campo (MASMC) (resumido en la [figura 15.1](#)).

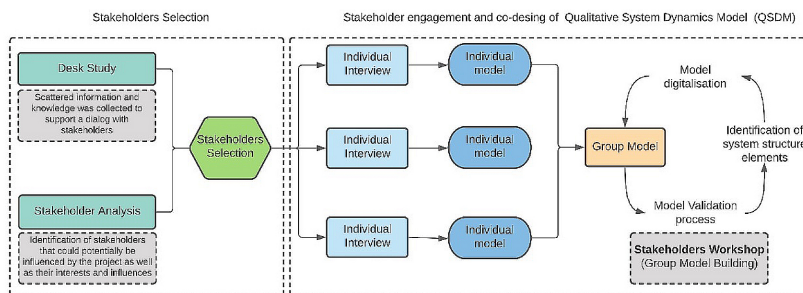


Figura 15.1. Marco de modelado participativo implementado en La masa de Agua de Medina del Campo para la toma de decisiones y planificación de SBN

2.1 SELECCIÓN DE LAS PARTES INTERESADAS

Comprender quién se ve afectado por cada decisión y acción en la implementación de SBN es fundamental para aumentar la efectividad del proceso de toma de decisiones. También es fundamental comprender qué actor puede tener la autoridad para implementar acciones o decisiones, influyendo así en los resultados obtenidos (por ejemplo, asociaciones de agricultores, confederación hidrográfica, etc.) (Reed et al., 2009; Santoro et al., 2019). Por esta razón, antes de implementar el ejercicio de modelado participativo, se seleccionaron actores que representaban diferentes niveles de gobernanza y conocimiento. Antes de la selección de las partes interesadas, se llevó a cabo un estudio documental para comprender las influencias y responsabilidades de cada parte interesada. El estudio documental también nos permitió identificar a las partes interesadas que podrían verse potencialmente afectadas por la implementación de SBN. La selección se hizo para recoger el mayor número de percepciones del sistema. La lista se actualizó utilizando técnicas de "bola de nieve" para involucrar a todas las partes interesadas relevantes que se mencionaron o citaron durante las entrevistas individuales. El número de actores participantes en las entrevistas individuales se eligió para tener una representación realista del sistema y permitir la participación activa de los individuos durante el ejercicio final de construcción del modelo de grupo (ver apéndice 2). En concordancia con estudios previos, estimamos que el número deseado de participantes para participar en las actividades participativas era entre 7 y 15 participantes (Gómez Martín et al., 2020; Videira et al., 2014).

2.2. ENTREVISTAS INDIVIDUALES

Después de la identificación de las partes interesadas, se llevaron a cabo entrevistas individuales (ver apéndice 2). En cada entrevista se crearon modelos conceptuales individuales en un proceso de co-diseño. Para las entrevistas se utilizó un formato semiestructurado diseñado para evitar preguntas y respuestas sencillas, manteniendo un debate dinámico entre las partes interesadas y el entrevistador. A diferencia de las entrevistas con preguntas fija, el formato semiestructurado permite una mayor



flexibilidad, y está abierto a las nuevas ideas que puedan surgir durante la entrevista en función de la respuesta del interesado (Santoro et al., 2019). Antes de la entrevista, se prepararon una serie de preguntas y temas para orientar la conversación. El cuestionario de orientación fue adaptado, considerando la información que surge del análisis de las partes interesadas y el estudio documental.

Se llevaron a cabo entrevistas con las partes interesadas junto con técnicas de diagramación y mapeo cognitivo que se utilizaron para construir una representación visual de la percepción del sistema por parte de las partes interesadas. Se utilizó una regla sintáctica para diferenciar los elementos sociales, económicos y ambientales con el fin de facilitar el desarrollo del modelo conceptual. Se pidió a los participantes que usaran tarjetas de diferentes colores para representar las diferentes variables y factores dentro del sistema. Las variables que representan los recursos naturales y los servicios de los ecosistemas se marcaron en verde, se utilizaron tarjetas azules para identificar los factores socioeconómicos y tarjetas amarillas para las actividades o acciones. Finalmente, se marcaron en rojo todas las barreras, riesgos o desafíos.

El entrevistado responde a las preguntas del moderador construyendo su modelo causal. El objetivo era conectar los elementos necesarios para comprender el sistema socio-ecológico, así como las barreras y problemas asociados con la implementación de las SBN. Durante el proceso, las relaciones fueron representadas por flechas que representan las influencias causales entre las variables (ver *tabla 15.1*). La polaridad de la relación se representó mediante un símbolo positivo (+) o negativo (-). La polaridad no describe el comportamiento de la variable, pero indica la dirección del cambio. Es decir, se utiliza para indicar cómo cambia la variable dependiente cuando cambia la variable independiente. Los procesos o decisiones que requieren algún tiempo para ocurrir se indicaron con una marca de retraso (//). Cada entrevista fue grabada para evitar la pérdida de información. Tras el proceso participativo, se digitalizó el modelo cualitativo desarrollado mediante el software Vensim. La digitalización permitió el post procesamiento de la información y los datos.


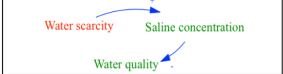


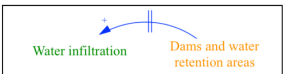
Type of relationship	Quotes from stakeholders	Translation into variables and relationships
Positive relationship	"If there is no rain, there is no water infiltration"	
Negative relationship	"When there is water scarcity, the concertation of saline concentration increases, and the quality of water decreases"	
Connection to the past	"We use to use water from the aquifer for irrigation, but now, the level is too low and we use water from the river"	
Connection to the future	"From my point of view, in the future it is very likely that we not only have problems with the quantity (of water) but also with the cost"	
Delay	"The construction of small dams or water retention areas could retain water and thus, increase water infiltration"	

Tabla 15.1. Relaciones descritas en los modelos individuales cualitativos co-diseñados

2.3. CONSTRUCCIÓN DE MODELOS GRUPALES

La información recopilada en todas las entrevistas individuales se combinó para desarrollar un modelo de grupo (MG). El MG está compuesto por todas las variables y relaciones que aparecieron en todos los modelos individuales. Antes del desarrollo del MG, se necesita una fase de homogeneización del lenguaje, ya que las partes interesadas describían algunas variables utilizando diferentes terminologías. Por ejemplo, el nivel del agua subterránea se nombró en los modelos individuales utilizando una variedad de términos (por ejemplo, acuífero, agua en el acuífero, niveles piezométricos, cantidad de agua). Para evitar la complejidad, se eliminaron las variables y relaciones que no se repitieron en la mayoría de los modelos individuales.

2.4. VALIDACIÓN DEL MODELO-EJERCICIO GRUPAL

El modelo de grupo conceptual fue presentado y discutido con las partes interesadas en un taller de un día. Durante el proceso de validación, se utilizaron técnicas de construcción de modelos de grupo (CMG) para validar y mejorar el modelo conceptual. El ejercicio CMG promovió la comunicación entre las partes interesadas al tiempo que facilitó el proceso de acuerdo de consenso y la visión compartida entre las partes interesadas. El CMG se realizó con todos los grupos de interés que participaron previamente en las entrevistas individuales. A diferencia de la entrevista individual, el sistema se analizó desde una perspectiva colectiva. El ejercicio fue suficientemente moderado para estimular el intercambio de información y conocimientos relevantes entre los participantes.

Después del CMG, se identificaron los bucles de retroalimentación relevantes para facilitar la visualización y explicación de los procesos de causa-efecto que ocurren dentro del sistema. La polaridad de los bucles está determinada por la polaridad de los enlaces que componen el bucle. La polaridad de los bucles y los bucles de retroalimentación determina el comportamiento del sistema. Un bucle de refuerzo o positivo (P) resulta cuando una acción produce un resultado que influye en la acción inicial, resulta en un comportamiento de crecimiento o declive exponencial. Alternativamente, se produce un bucle de equilibrio o negativo (N) cuando se toma una acción para cambiar el estado actual de una variable al estado deseado. Este tipo de bucle tiende a producir oscilaciones o movimientos hacia el equilibrio (Sterman, 2000). El Modelo de Dinámica de Sistemas Cualitativos (MDSC) resultante se utilizó como herramienta gráfica para representar la estructura de retroalimentación responsable de la dinámica del sistema de Medina del Campo.



3. RESULTADOS

La [Figura 15.2](#) representa el modelo cualitativo de dinámica de sistemas (MCDS) desarrollado conjuntamente que representa el sistema de Medina del Campo (MC). Describe la percepción de los interesados de las complejas relaciones de causa-efecto que existen entre los diferentes elementos sociales,

económicos y ambientales del sistema. El MCDS se utilizó para inferir la principal hipótesis dinámica, así como para revelar importantes bucles de retroalimentación responsables del comportamiento de los sistemas de Medina del Campo.

Ochenta y dos bucles de retroalimentación responsables del comportamiento subyacente de MC se encontraron en el MCDS. Para mejorar la comprensión del diagrama y facilitar la búsqueda de fuertes puntos de apalancamiento, se destacaron los bucles esenciales. Identificamos nueve bucles positivos (que indican el auto-refuerzo de un cambio dado dentro del bucle) y trece bucles de equilibrio (que indican la autorregulación de un cambio dado dentro del bucle). Las partes interesadas seleccionaron la variable "agua en el acuífero" como el elemento central del sistema. Según la percepción de las partes interesadas, los principales elementos que influyen en el acuífero son las extracciones de agua subterránea (EAS), el agua superficial y dos componentes climáticos, la precipitación y la temperatura. La agricultura y la industria basada en la agricultura aumentan las extracciones de agua; esto se ve agravado por las extracciones ilegales incontroladas (R6, R5 y R9).

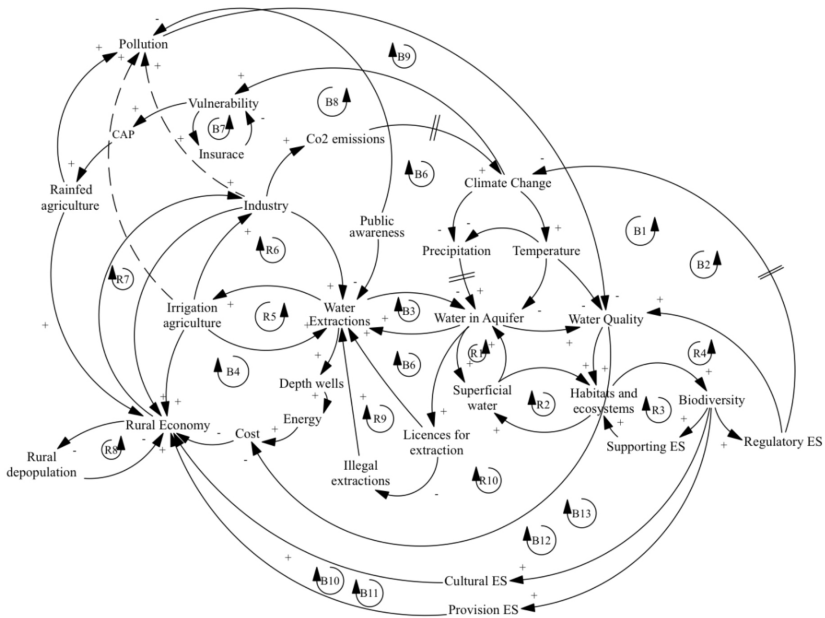


Figura 15.2. MCDS desarrollado en el Sistema Medina del Campo. Los bucles de equilibrio se han indicado con una B y su correspondiente número de identificación; y los bucles de refuerzo se han indicado con una R y su correspondiente número de identificación. La polaridad de los enlaces también se ha marcado con un símbolo positivo (+) o negativo (-). Los retrasos en el sistema se han indicado con una marca de retraso (//).

Si el nivel del acuífero alcanza un nivel en el que el coste de extraer el agua excede la productividad económica del agua extraída, las EAS comienzan a disminuir (B3). La calidad del agua se ve afectada negativamente por la disminución de los niveles piezométricos del acuífero; esto se ve agravado aún más por la contaminación producida por la industria y la agricultura.

Los ecosistemas superficiales que producen servicios ecosistémicos culturales, de apoyo, provisión y regulatorios dependen en gran medida del acuífero. Cuando el nivel del acuífero disminuye, los ecosistemas dependientes del acuífero se degradan (R1, R2). Como resultado, la biodiversidad local y los servicios de los ecosistemas disminuyen debido al debilitamiento de los bucles R1, R2, R3, R4. Las partes interesadas perciben la despoblación rural como un problema grave en la zona. La población rural está fuertemente influenciada por la economía rural que, al mismo tiempo, está basada en actividades que dependen del agua, así como de la provisión y los servicios de los ecosistemas culturales (B10, B11). Las partes interesadas percibieron el cambio climático como un riesgo potencial. Un aumento en la frecuencia e intensidad de las sequías puede amenazar la futura recuperación ambiental y económica de la zona.

4. CONCLUSIONES

El modelado participativo en las primeras etapas del diseño e implementación de SBN tiene múltiples elementos de relevancia. En primer lugar, apoya a la organización el conocimiento colectivo de los actores en una estructura gráfica que promueve el aprendizaje, así como discusiones constructivas y específicas para comprender y conceptualizar el contexto socio ambiental en el que se aplican las SBN, así como las barreras y limitaciones de la implementación de las SBN. En segundo lugar, apoya la colaboración activa y la integración rigurosa de diferentes conocimientos y habilidades interdisciplinarias, generando así una mayor confianza en los modelos (Zomorodian et al., 2018). En tercer lugar, puede contribuir a mostrar cómo las complejas interconexiones entre los elementos del sistema pueden conducir a efectos inesperados, ayudando así a anticipar posibles efectos rebote o de resistencia política, así como a identificar estrategias adecuadas para actuar sobre los sistemas. Por último, además del modelo, todo el proceso promueve la conciencia y la motivación de quienes participan en los procesos de toma de decisiones o políticas (más detalles en Pagano et al. 2019). El modelado participativo ha demostrado ser muy relevante para describir la multifuncionalidad del SBN y su capacidad para producir beneficios a lo largo del tiempo. El principal beneficio de adoptar un enfoque de modelado participativo en el campo de las SBN se basa en su potencial para integrar variables cualitativas y cuantitativas; conocimiento local y experto; y conocimientos provenientes de diferentes disciplinas. Esto es muy relevante para describir la multifuncionalidad de NBS y su capacidad para ofrecer beneficios a lo largo del tiempo.

5. REFERENCIAS

- Allen, W., Kilvington, M. (1999). *Why involving people is important: the forgotten part of environmental information system management*.
- Commission, E. (2015). *Towards an EU Research and Innovation policy agenda for Nature-Based Solutions & Re-Naturing Cities* Final Report of the Horizon 2020 Expert Group on "Nature-Based Solutions and Re-Naturing Cities." Brussels. <https://doi.org/10.2777/765301>
- Gomez, E., Pagano, A., Giordano, R., Mañez, M. (2019). DELIVERABLE 5.4 *Integrative modelling framework and testing in the DEMO D54_par1_SystemDynamicModel_190520'*. EU Horizon 2020 NAIAD Project, Grant Agreement N° 730497
- Gómez Martín, E., Giordano, R., Pagano, A., van der Keur, P., Máñez Costa, M. (2020). *Using a system thinking approach to assess the contribution of nature based solutions to sustainable development goals*. Sci. Total Environ. 738, 139693. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139693>
- Pagano, A., Pluchinotta, I., Pengal, P., Cokan, B., Giordano, R. (2019). *Engaging stakeholders in the assessment of NBS effectiveness in flood risk reduction: A participatory System Dynamics Model for benefits and co-benefits evaluation*. Sci. Total Environ. 690, 543–555. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.059>
- Reed, M.S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., Prell, C., Quinn, C.H., Stringer, L.C. (2009). *Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management*. J. Environ. Manage. 90, 1933–1949. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.001>
- Santoro, S., Pluchinotta, I., Pagano, A., Pengal, P., Cokan, B., Giordano, R. (2019). *Assessing stakeholders' risk perception to promote nature based solutions as flood protection strategies: The case of the Glinščica river (Slovenia)*. Sci. Total Environ. 655, 188–201. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.116>
- Sterman, J. D. (2000). *Business Dynamics: Systems Thinking and Modelling for a van den Belt, M., 2004. Mediated modelling-a system dynamics approach to environmental consensus building*. Island Press, Washington, DC.
- Van den Belt, M. (2009). *Multi-scale Integrated Modelling for Sustainable Adaptive Systems, Proceedings of the System Dynamics Society Conference, Albuquerque, New Mexico, July 26–31, 2009*.
- Videira, N., Schneider, F., Sekulova, F., Kallis, G. (2014). *Improving understanding on degrowth pathways: An exploratory study using collaborative causal models*. Futures 55, 58–77. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.futures.2013.11.001>
- Zomorodian, M., Lai, S.H., Homayounfar, M., Ibrahim, S., Fatemi, S.E., El-Shafie, A. (2018). *The state-of-the-art system dynamics application in integrated water resources modeling*. J. Environ. Manage. 227, 294–304. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.097>





CAPÍTULO 16

Análisis integrado 2. **Metamodelo**



AUTORES

Tiaravanni Hermawan¹, Laura Basco-Carrera¹,
Camilo Benítez¹.

¹ Deltares



RESUMEN

La integración del conocimiento es crucial para la planificación estratégica en los sistemas hídricos, ya que múltiples partes interesadas deben alcanzar una comprensión compartida de la complejidad del sistema. Deltares ha desarrollado un metamodelo interactivo para el análisis integrado en la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo (MASMC) en la toma de decisiones con criterios múltiples y la evaluación de las estrategias basadas en naturaleza. La herramienta permite la integración de información, datos, escenarios, estrategias, resultados de modelos diferentes y traduce la información resultante en información legible y confiable para la toma de decisiones. En general, el metamodelo permite la combinación de indicadores biofísicos, económicos y sociales resultantes de los modelos de asignación de agua subterránea y llevar a cabo un tipo de análisis de criterios múltiples. El metamodelo resume y compara cualitativamente la valoración de los indicadores clave en función de la selección de dos escenarios y tres estrategias. El diseño final abordó ocho de los nueve requisitos iniciales definidos por las partes interesadas. Este proceso de colaboración permitió la conversión de ideas y percepciones que condujeron a la generación de una comprensión mutua y común del problema en Medina del Campo, y al desarrollo de una estrategia de implementación ampliamente aceptada y comprometida. La recomendación para la fase de implementación es aprovechar la oportunidad que ofrece el metamodelo para estructurar el monitoreo en torno a la participación de las partes interesadas. El modelado de sistemas de integración rápida puede funcionar como un vehículo para evaluar las circunstancias que exigen la adaptación de los planes dada la aparición de situaciones imprevistas.

PALABRAS CLAVE:

- *gestión de recursos hídricos*
- *metamodelo*
- *marco maestro de planificación*



1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Las soluciones basadas en la naturaleza ofrecen un enfoque innovador para abordar los problemas de los recursos hídricos al tiempo que generan resiliencia frente al cambio climático. Su selección y aplicación requieren la integración consistente de diversos campos y conocimientos de una manera significativa para los tomadores de decisiones y las partes interesadas. Esta base de conocimientos permite una acción conjunta eficaz a lo largo del proceso de planificación e implementación. Este capítulo presenta el proceso de integración del conocimiento que conduce a la definición de la estrategia de SBN preferida para Medina del Campo. El resultado de tal proceso es un metamodelo, que es una plataforma digital de conocimiento que integra modelos biofísicos, económicos, financieros y sociales. Esta plataforma es accesible en la red y es compatible con el proceso de toma de decisiones interactivo, iterativo y adaptativo en el que los modelos de simulación complementan la participación de las partes interesadas. Las siguientes líneas describen el marco general de toma de decisiones en el que se desarrolló el metamodelo, el diseño participativo y el resultado.

2. METODOLOGÍA

2.1 INTEGRACIÓN DE CONOCIMIENTOS EN EL MARCO DE PLANIFICACIÓN MAESTRA DEL AGUA

La planificación estratégica en los sistemas hídricos requiere el logro de múltiples objetivos, considerando la interfaz entre las demandas socioeconómicas y las dimensiones ambientales dentro del marco institucional que rige la interacción entre los actores. Un plan de gestión del agua eficaz y eficiente requiere un procedimiento para integrar dicho conocimiento mediante un marco sistemático y escalonado. Consta de cinco fases, a saber: i) fase inicial, ii) análisis de la situación, iii) elaboración de la estrategia, iv) planificación de acciones y v) implementación. La participación de los tomadores de decisiones y las partes interesadas, junto con la integración del conocimiento, abordan las divergencias en la comprensión, pero también las ambiciones de planificación del agua. La [Figura 16.1](#) resume el proceso de toma de decisiones.

- La fase inicial define las condiciones de los límites, establece los objetivos de planificación y especifica las limitaciones. Esta etapa aglutina para configurar las circunstancias o condiciones propicias. El análisis requiere un inventario de los mecanismos de políticas existentes, los marcos institucionales, los problemas, las medidas de éxito y los datos disponibles. En otras palabras, esta etapa sentó las bases de la integración del conocimiento para los siguientes pasos.
- La fase de análisis de la situación se centra en la recopilación y el modelado de datos, lo que implica la integración intensiva del conocimiento obtenido en el paso anterior. En este punto, es fundamental involucrar a las partes interesadas. Este compromiso asegura la misma comprensión de la interacción entre los sistemas naturales, socioeconómicos e institucionales. Dicha integración proporciona las herramientas para identificar soluciones sobre la caracterización consistente de los problemas hídricos presentes y futuros.

- La fase de construcción de la estrategia evalúa en detalle las medidas que estructuran la estrategia más prometedora para abordar los problemas actuales y futuros del agua. La integración del conocimiento permite presentar la coherencia y el significado de los datos a los responsables de la toma de decisiones, quienes seleccionarán una estrategia preferida sobre la base de los conocimientos sobre el impacto esperado de las posibles medidas.
- La fase de planificación de acciones se centra en su traducción a acciones concretas. En este punto, la integración del conocimiento funciona como una plataforma de apoyo para definir responsabilidades y mecanismos de coordinación entre las organizaciones interesadas. Por lo tanto, la integración consistente de conocimientos debe proporcionar una visión clara para la asignación de acciones concretas, así como para estimar los requisitos presupuestarios y de financiación esperados para la implementación.
- La etapa de implementación se centra en la ejecución real de medidas. Por lo tanto, la integración del conocimiento de las etapas anteriores sienta las bases para el seguimiento y la evaluación posteriores, incluida la identificación de las condiciones para adaptar las elecciones iniciales.

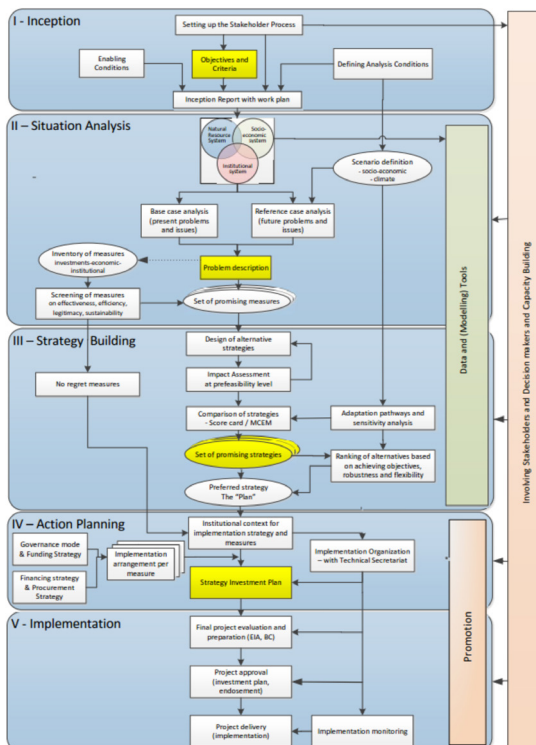


Figura 16.1. Marco de planificación maestra. Fuente: Deltares (2020)

2.2 METAMODELO: INTEGRACIÓN DEL CONOCIMIENTO QUE APOYA LA TOMA DE DECISIONES COLABORATIVA

La integración del conocimiento en el caso de la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo (MASMC) se desarrolló junto con las fases de inicio, análisis y construcción de estrategias en un entorno colaborativo con las partes interesadas. En la fase de construcción de la estrategia, el proceso colaborativo se basó en un metamodelo que apoya la interpretación de la evaluación integrada que se alimenta de diferentes modelos y herramientas. El metamodelo proporciona un enfoque integrado, completo y fácil de entender que permite a los actores de diferentes sectores y disciplinas diseñar conjuntamente soluciones y trabajar en colaboración para la implementación de soluciones basadas en la naturaleza (SBN) y soluciones híbridas.

El metamodelo se puede clasificar como un modelado de sistemas integrados rápidos (FISM). "Integra y simplifica interacciones y retroalimentaciones importantes entre sistemas complejos en un modelo rápido y de baja resolución necesario para el razonamiento y la comunicación de alto nivel, el análisis exploratorio y el apoyo a las decisiones a largo plazo que toma en consideración las incertidumbres" (Basco Carrera, 2018, p. 38). Existen evidencias de que el uso de modelos simples favorece una comprensión compartida de sistemas complejos, proporcionando apoyo al diálogo entre las partes interesadas basado en evidencias (Davis & Bigelow, 2003; Haasnoot et al., 2014).

2.3 DESARROLLO DEL MODELO EN LA MASMC

Se organizaron dos talleres en la MASMC para entender junto con los grupos de interés cuáles son los problemas que enfrentan, cuáles son las metas que pretenden alcanzar para resolver estos problemas y qué indicadores les son relevantes para medir la efectividad de las diferentes estrategias. Además, los participantes realizaron una lluvia de ideas para definir cómo querían que estos indicadores se representaran. Esta actividad permitió a los diseñadores tener una idea clara de su utilidad en el proceso de toma de decisiones. En general, el proceso siguió tres fases.

FASE I Definición de casos de uso

Un "caso de uso" define las interacciones entre el metamodelo y las partes interesadas para lograr sus objetivos. Esto ayuda a los desarrolladores de metamodelos a comprender las necesidades de las partes interesadas para garantizar que el metamodelo esté hecho a medida y sea útil. En primer lugar se realiza una identificación común de los problemas, tras la cual las partes interesadas se agrupan según su función. Para cada función, las partes interesadas deben definir (i) metas a alcanzar para resolver los problemas, (ii) indicadores para medir el desempeño de estrategias potenciales (basadas en la naturaleza) en relación con las metas definidas, y (iii) modelos y datos necesarios para cuantificar los indicadores. Mediante una lluvia de ideas visual, las partes interesadas definen cuál, por qué y cómo debe visualizarse la información en el metamodelo. Cada elemento de la lluvia de ideas visual representa un caso de uso del metamodelo.

FASE II

Co-diseño del prototipo

Un “caso de uso” define las interacciones entre el metamodelo y las partes interesadas para lograr sus objetivos. Esto ayuda a los desarrolladores de metamodelos a comprender las necesidades de las partes interesadas para garantizar que el metamodelo esté hecho a medida y sea útil. En primer lugar se realiza una identificación común de los problemas, tras la cual las partes interesadas se agrupan según su función. Para cada función, las partes interesadas deben definir (i) metas a alcanzar para resolver los problemas, (ii) indicadores para medir el desempeño de estrategias potenciales (basadas en la naturaleza) en relación con las metas definidas, y (iii) modelos y datos necesarios para cuantificar los indicadores. Mediante una lluvia de ideas visual, las partes interesadas definen cuál, por qué y cómo debe visualizarse la información en el metamodelo. Cada elemento de la lluvia de ideas visual representa un caso de uso del metamodelo.

FASE III

Implementación del prototipo probado

Cada componente del metamodelo se ha construido en el entorno autónomo con el que los usuarios están familiarizados. Los datos para el metamodelo se almacenan en las hojas de cálculo de Google en línea en NAIAD Google Drive, donde se encuentran todos los documentos del proyecto. Esto permite a las partes interesadas actualizar simultáneamente las hojas de cálculo sin dificultad. Las hojas de cálculo constan de i) datos de entrada (escenario, estrategias y metadatos), ii) resultados de modelos físicos (RIBASIM, iMOD, MODFLOW) y iii) resultados de modelos socioeconómicos. El metamodelo lee y estructura esos datos y los visualiza en el visor web.



3. RESULTADOS

Se puede acceder al prototipo actual **a través del QR** que aparece en esta página. La tabla tres resume la especificación de diseño inicial a partir de las solicitudes del usuario y el contenido final del metamodelo. En general, el diseño final abordó ocho de los nueve requisitos iniciales definidos por las partes interesadas.



ACTOR

POLÍTICO

EXPECTATIVA DE USUARIO

Quiero comparar (cualitativa y cuantitativamente) indicadores de un vistazo para cuando se apliquen diferentes estrategias.

REQUERIMIENTO DE DISEÑO

Tabla con codificación de colores que compara el desempeño de las estrategias por indicador

DISEÑO FINAL

Nature Insurance Value: Assessment & Demonstration

Este prototipo muestra el valor asegurado y los riesgos de las soluciones basadas en la naturaleza para mejorar la resiliencia de los ecosistemas de agua en la zona de acuífero de Medina del Campo, especialmente en zonas de explotación de agua. El usuario puede seleccionar cualquier opción de la lista de parámetros (a la izquierda) y la ejecución de estrategias en tablas (en la parte superior derecha) y de gestión de usuarios.

Escenario: ESC. CAPA 1 Base MOD. CAPA 1 MOD. CAPA 2

Parámetros: Escenario 1 Escenario 2 (Flecha: estrategia)

Región de indicadoras: Solo el 1 Escenario Escenario 2 Social

Indicadores seleccionados: Mapa de riesgo Mapa de agua subterránea Resultados en tabla

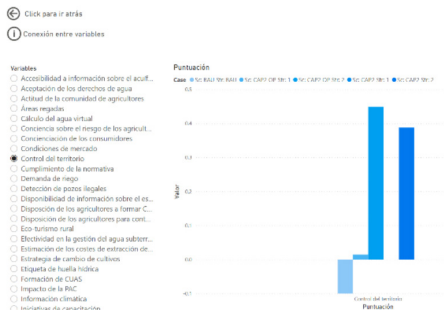
Clic para ir atrás Conexión entre variables

Indicadores		ESC. CAPA 1	ESC. CAPA 2
Balance			
Año: 2024-25		24.804,00	25.276,00
Demanda de agua (m ³ /día)		142,33	142,33
Índice de explotación de aguas subterráneas (%)		1,45	1,45
Estadística			
Área: 1000 hectáreas para proporcionar un aumento promedio de:		10,58	11,68
Cantidad de agua para la explotación de agua (m ³ /día)		8,23	9,23
Coste de explotación de agua (€/m ³)		9,388,00	9,438,00
Coste en agricultura por hectárea		9,09	9,07
Resiliencia			
Resiliencia del agricultor por año de agua subterránea		14,23	15,23
Resiliencia de agua por hectárea (€/m ³)		74,30	47,14
Resiliencia de agua por hectárea (€/m ³)		5,129,00	4,988,00
Resiliencia de agua por hectárea (€/m ³)		8,47	9,48
Resiliencia de agua por hectárea (€/m ³)		32,798,00	28,338,00
Coste de la explotación de agua (€/m ³)		1,976	17,43
Coste de explotación de agua (€/m ³)		9,33	9,43
Coste de explotación de agua (€/m ³)		3,221,00	2,238,00

Gráfico de radar que presenta estrategias de puntuación alta o baja cuantificadas con múltiples indicadores. De esta manera, las partes interesadas pueden analizar las compensaciones entre los indicadores en una visualización.



Gráfico de barras que proporciona una descripción general de las tendencias de los indicadores en el futuro (aumento / disminución / estable). Esta descripción general se basa en el taller con iCatalist



POLÍTICO

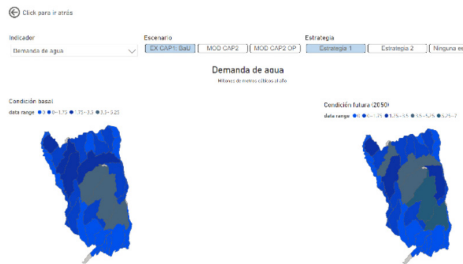
EXPECTATIVA DE USUARIO

Compare an indicator in different municipalities so I can see which area I should focus on improving.

REQUERIMIENTO DE DISEÑO

A map which presents quantitative evaluations of an indicator in different municipalities

DISEÑO FINAL



EXPECTATIVA DE USUARIO

Quiero ver la descripción de diferentes estrategias, para poder explorar la viabilidad de aplicar una estrategia (basada en el costo, ubicación de las medidas) en el estudio de caso.

REQUERIMIENTO DE DISEÑO

Tarjeta de información que presenta información relevante sobre cada medida que pertenece a una estrategia

DISEÑO FINAL



EXPERTO EN INUNDACIONES

EXPECTATIVA DE USUARIO

Analyze which area is potentially affected by a flood and how much damage it can cost to start defining measures in the area to reduce the damage.

REQUERIMIENTO DE DISEÑO

Perfiles de riesgo que presentan costos de daños agregados debido a un período de retorno de inundaciones

DISEÑO FINAL

THIS WAS NOT GIVEN BECAUSE AT THE END THERE WAS NO DATA ON FLOOD

EXPERTO EN INUNDACIONES

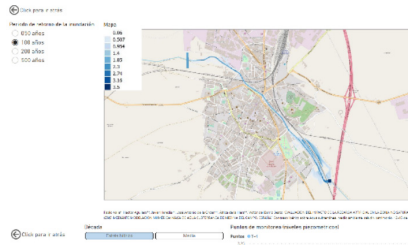
EXPECTATIVA DE USUARIO

Quiero presentar el nivel del agua subterránea a lo largo del tiempo, para poder verificar la efectividad de las medidas relacionadas con la recarga del agua subterránea en un área específica.

REQUERIMIENTO DE DISEÑO

Mapa de inundaciones por período de retorno que muestra qué áreas son pensadas a inundaciones

DISEÑO FINAL



EXPERTO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS

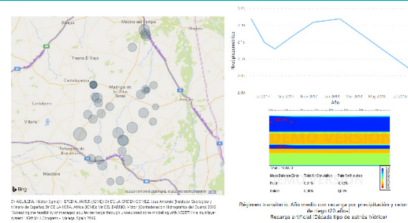
EXPECTATIVA DE USUARIO

Quiero presentar el nivel del agua subterránea a lo largo del tiempo, para poder verificar la efectividad de las medidas relacionadas con la recarga del agua subterránea en un área específica.

REQUERIMIENTO DE DISEÑO

Se muestran series de tiempo de un nivel piezométrico medido para diferentes ubicaciones de puntos en la cuenca.

DISEÑO FINAL



EXPERTO EN AGRICULTURA

EXPECTATIVA DE USUARIO

Quiero ver la tendencia del uso de agua por rendimiento agrícola (todos los cultivos y por cultivo) a lo largo de los años para poder analizar la mejora de la eficiencia del agua con el tiempo en la cuenca (perspectivas futuras).

REQUERIMIENTO DE DISEÑO

Se muestran series de tiempo de un nivel piezométrico medido para diferentes ubicaciones de puntos en la cuenca.

DISEÑO FINAL



Tabla 16.1. Requisito y características finales del Metamodelo

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El desarrollo del metamodelo siguió un proceso estructurado de participación de las partes interesadas. Su diseño apoyó la colaboración entre la autoridad de recursos hídricos, expertos técnicos en agua, agroeconomistas, representantes del sector privado, agricultores, especialistas financieros, compañías de seguros y otras partes interesadas. En conjunto, estos actores participaron de manera colaborativa en la definición de las soluciones híbridas y SBN propuestas y en el co-diseño de la interfaz de usuario y los modelos complejos que componen el metamodelo integrado. Este proceso colaborativo permitió la conversión de ideas y percepciones que llevaron a la generación de un entendimiento mutuo y común del problema en la Masa de Aguas Subterránea de Medina del Campo (MASMC), y al desarrollo de una estrategia de implementación ampliamente aceptada y comprometida. La recomendación para esta fase es aprovechar la oportunidad que ofrece el metamodelo para estructurar el monitoreo en torno a la participación de las partes interesadas. El Modelado de Sistemas Integrados Rápidos puede operar como un vehículo para evaluar las circunstancias que exigen la adaptación de los planes ante la aparición de circunstancias imprevistas. Un proceso colaborativo para actualizar el metamodelo puede reducir los desacuerdos en torno a las necesidades de ajustar las estrategias al tiempo que aumenta la transparencia al introducir esos cambios.

5. REFERENCIAS

Basco Carrera, L. (2018). *Participatory and Collaborative Modelling: Key to Sustainable and Inclusive Development: Strengthening Stakeholder Ownership for Informed and Participatory Water Resources Management*. IHE Delft Institute for Water Education.

Davis, P. K., & Bigelow, J. H. (2003). *Motivated metamodels: Synthesis of cause-effect reasoning and statistical metamodeling*. Retrieved from Internal document.

Deltares. (2020). *Analysis Framework for Water Resources Planning and Implementation*. Retrieved from Internal document.

Haasnoot, M., Van Deursen, W., Guillaume, J. H., Kwakkel, J. H., van Beek, E., & Middelkoop, H. (2014). *Fit for purpose? Building and evaluating a fast, integrated model for exploring water policy pathways*. Environmental modelling software, 60, 99-120.



CAPÍTULO 17

Modelos de negocio para soluciones basadas en la naturaleza y de gestión en la masa de aguas subterránea de Medina del Campo



AUTORES

Beatriz Mayor¹, Elena López-Gunn¹, Pedro Zorrilla¹,
Laura Vay¹, Javier Calatrava², Marisol Manzano².

¹ ICATALIST

² Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT)



RESUMEN

NAIAD ha desarrollado una herramienta llamada NAS canvas para analizar el proceso de generación de valor e identificar modelos de negocio para la implementación de estrategias basadas en la naturaleza como seguro natural (NAS), que se aplica aquí a las dos estrategias consideradas para Medina del Campo. Los modelos de negocio resultantes tienen muchas similitudes, aunque la estrategia 2 basada en cambio de cultivos a especies más resilientes a la sequía muestra una propuesta de valor más fuerte debido a que resulta en daños evitados. Los agricultores, Confederación Hidrográfica del Duero (CHD), los gobiernos regionales y locales, y los institutos técnicos son los principales actores. La financiación de la implementación de las medidas requerirá una combinación de inversiones por parte de los agricultores y la CHD, a fin de cubrir los costes, al tiempo que proporcionar la capacitación y apoyo necesarios para reducir el riesgo de los agricultores al aplicar las medidas. Asimismo, la disponibilidad de fondos externos de la Unión Europea brinda la oportunidad de crear herramientas, información y mecanismos de financiación para proporcionar a los agricultores este apoyo. Asimismo, se ha identificado un grupo de beneficiarios indirectos que suponen una fuente potencial de financiación que debería explorarse más a fondo. En este sentido, la percepción y estimación más precisa de los co-beneficios serán fundamentales para implicarlos.

PALABRAS CLAVE:

- *modelos de negocio*
- *financiación*
- *propuesta de valor*
- *actores*



1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

A nivel mundial, uno de los principales problemas que dificultan una implementación más amplia de las SBN como solución contra los riesgos climáticos y otras amenazas ambientales es la evidencia limitada sobre su desempeño y el retorno de la inversión. Esto reduce el interés de los inversores y dificulta el acceso a fuentes y esquemas de financiación que reducen el riesgo de la inversión. Proporcionar tal evidencia requiere una clara identificación y cuantificación del valor (en este caso, el servicio de adaptación climática y los co-beneficios adicionales), y cómo esta propuesta de valor puede ser capturada y aprovechada para generar una serie de flujos de ingresos que los hagan financieramente viables, de forma similar a como ocurre en modelos de negocio desarrollados para proyectos privados que proporcionan bienes y servicios. Identificar el “modelo de negocio” para un proyecto de SBN es un paso esencial para identificar los actores adecuados y la posible combinación de fuentes de financiación que permitan cubrir toda la serie de costes a lo largo del ciclo de vida del proyecto, y por tanto facilitar o catalizar su implementación. Este modelo de negocio debe incluir una propuesta de valor cuantificada, los elementos necesarios para ofrecer este valor (recursos y partes interesadas), los costes asociados, el elenco de beneficiarios y potenciales clientes y las posibles fuentes de ingresos. Con el fin de apoyar en la identificación de posibles modelos de negocio para proyectos SBN, teniendo en cuenta sus particularidades como proveedores de bienes y servicios públicos, el proyecto NAIAD ha desarrollado una herramienta llamada Natural Assurance Schemes (NAS) canvas. En este capítulo se presenta la aplicación del NAS canvas a las estrategias de Medina del Campo, con el objetivo de ilustrar todos los elementos necesarios para construir un modelo de negocio viable que facilite su implementación.

2. METODOLOGÍA

El marco conceptual del NAS canvas se ha desarrollado para guiar el proceso de identificación de todo el conjunto de valores generados por los proyectos o estrategias de SBN y el conjunto de elementos y actores necesarios para capturar este valor y convertirlo en un negocio o servicio comercializable. El marco tiene como objetivo identificar y describir secuencialmente tres aspectos: i) el proceso y los elementos involucrados en la provisión de servicios de adaptación climática (incluida la reducción de riesgos naturales) por parte de una SBN o un conjunto de medidas (SBN + medidas de gestión/híbridas/grises), tanto del lado de la oferta como del lado de la demanda; ii) los actores involucrados y sus potenciales papeles; y iii) cómo el valor de estos servicios puede traducirse en ingresos o recursos de financiación necesarios para la ejecución y mantenimiento de las medidas. Por lo tanto, el NAS canvas se puede utilizar para la identificación de posibles modelos de negocio y los elementos necesarios para la implementación de SBN. También ayuda a diagnosticar el tipo de información requerida y disponible para comunicar los resultados de una manera que útil y potente, que resulte interesante y convincente para posibles inversores y atraiga interés por este tipo de iniciativas. El NAS canvas está compuesto por quince pasos organizados en ocho clústeres que reúnen de forma lógica toda la información necesaria para visualizar los elementos del modelo de negocio. Más información sobre la metodología del NAS canvas y una guía para su aplicación puede encontrarse en Mayor et al. (2019) y Mayor et al. (2021).

3. RESULTADOS

El NAS canvas se completó para las dos estrategias NAS en Medina del Campo presentadas en capítulos previos, utilizando los resultados de los indicadores biofísicos, económicos y sociales de las evaluaciones anteriores, así como los aportes y validaciones de los grupos de interés. A continuación se presentan los canvases para ambas estrategias en las [figuras 17.1 y 17.2](#).

► Estrategia 1:

- ✓ Recarga artificial del acuífero a través del cauce del río Zapardiel
- ✓ Formación de Comunidades de Usuarios de Aguas Subterráneas (CUAS)
- ✓ Control de las extracciones mediante contadores y vigilancia
- ✓ Aumento de la información y concienciación ambiental

► Estrategia 2:

- ✓ Cambio de cultivos hacia especies más resistentes a la sequía
- ✓ Prácticas de conservación del suelo y rotaciones de cultivos
- ✓ Formación de Comunidades de Usuarios de Aguas Subterráneas (CUAS)
- ✓ Control de las extracciones mediante contadores y vigilancia
- ✓ Aumento de la información y concienciación ambiental

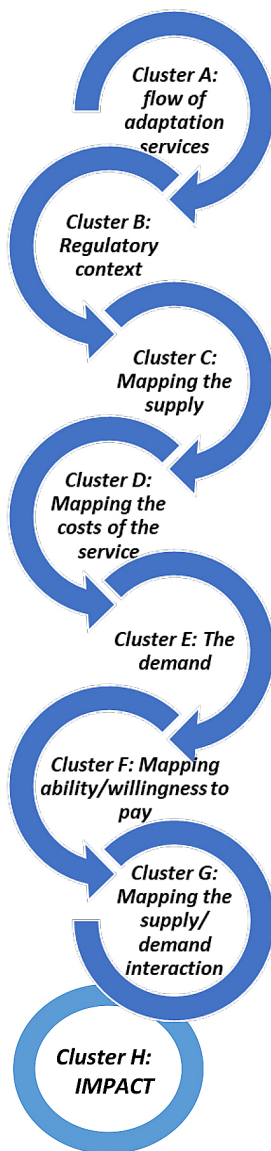


Figura 17.1. Marco NAS Canvas



DIRECCIÓN DE FLUJO DE LA PROVISIÓN DEL SERVICIO: OFERTA → FLUJO DE SERVICIO → DEMANDA

Figura 17.2. ESTRATEGIA 1: RECARGA ARTIFICIAL DEL ACUÍFERO Y MEDIDAS DE GESTIÓN DE AGUA SUBTERRÁNEA		
CLUSTER C. OFERTA	CLUSTER A. FLUJO DE SERVICIOS	CLUSTER E. DEMANDA
<p>4. QUIEN IMPLEMENTA LAS MEDIDAS Confederación Hidrográfica del Duero (CHD) (Medidas 1,3,4) Agricultores (Medida 2 and 3 (contadores)) Junta Cyl: concienciación Ambiental e información (2,3,4)</p> <p>5. ACTIVIDADES CLAVE 1 (SBN): Recarga artificial del acuífero por cauce del río Zapardiel 2 (Gestión): formación de CUAS, 3 (Gestión): Control de extracciones y vigilancia 4 (Gestión): información y concienciación ambiental</p> <p>6. RECURSOS CLAVE Fondos, conocimiento / información, habilidades técnicas y recursos humanos (CHD), apoyo político, apoyo tecnológico, aprobación ambiental (EIA), voluntad política y cooperación de los agricultores, comunicación fluida, 1 + D</p> <p>7. SOCIOS CLAVE CHD Agricultores con liderazgo Junta de Castilla y León Sociedad Pública de Infraestructuras de medio ambiente Cyl Diputaciones de Ávila y Valladolid Ayuntamientos Empresas de ingeniería y consultoras ambientales Asociaciones de agricultores</p>	<p style="background-color: #008000; color: white; text-align: center;"> 1. PROBLEMA ABORDADO </p> <p>Impactos de las sequías: sobreexplotación de aguas subterráneas y degradación de ecosistemas superficiales</p> <p style="background-color: #008000; color: white; text-align: center;"> 2. SERVICIO Y PROPIEDAD DE VALOR </p> <p>SBN: aumento de la infiltración y la restauración de la vegetación natural y humedales en el río Zapardiel. Gestión: Mejora de los niveles del acuífero como reserva para sequías</p> <p>2A. Servicio y valor primario Mejora de los humedales y vegetación de ribera Mejora de los niveles (Índice de explotación=1) Piezométricos: (0 a -10m en BAU) Daños evitados: 0 €</p> <p style="background-color: #008000; color: white; text-align: center;"> 3. REGULACION </p> <p>Directiva de inundaciones, Directiva Marco del Agua (DMA), Planificación Nacional, Plan Hidrológico del Duero, Política Agraria Común (PAC), Directiva Habitat, Planes de Desarrollo Local, Directiva de Nitratos</p>	<p style="background-color: #008000; color: white; text-align: center;"> 9. QUIEN SUFRE EL PROBLEMA </p> <p>Usuarios de agua, sobre todo agricultores CHD (cumplimiento de DMA) Ecosistemas</p> <p style="background-color: #008000; color: white; text-align: center;"> 10. SEGMENTOS DE MERCADO </p> <p>10A. Beneficiarios directos Agricultores Ciudadanos Ayuntamientos Ecosistemas</p> <p>10B. Clientes indirectos Sector agrícola Usuarios (mediante tasas) Gobierno (más recolección de tasas)</p> <p>10C. Beneficiarios indirectos Turistas Gobierno (más recolección de tasas)</p> <p style="background-color: #008000; color: white; text-align: center;"> CLUSTER F. FUENTES DE INGRESOS </p> <p>11. FUENTES DE GENERACION DE INGRESOS Tarifas/tasas pagadas por turistas que visiten los humedales restaurados o realicen avistamiento de aves Aumento de los rendimientos agrícolas gracias a la mejor organización y planificación.</p> <p style="background-color: #008000; color: white; text-align: center;"> 12. FUENTES DE FINANCIACION </p> <p>12A. Tarifas: Cuotas de creación de las CUAS, canon por uso del agua 12B. Tasas: tasas pagadas a CHD por los usuarios, tasas pagadas por turistas, dinero recolectado de multas y sanciones por excesos de extracción de agua. 12C. Transferencias presupuestos de la CHD Fondos europeos: Proyecto LIFE Subsidios de CHD o Junta Cyl: por ejemplo para cubrir el asesoramiento técnico a las CUAS, sesiones de capacitación, o posibles ayudas para adquisición de sensores y contadores. Ayudas de la PAC. 12D. Inversiones privadas: Inversiones de los agricultores (compra de sensores y costes de creación de las CUAS) Custodia del territorio – crowd funding, bancos de tierra</p>
CLUSTER D. ESTRUCTURA DE COSTES	CLUSTER G. INTERACCIONES OFERTA-DEMANDA	CLUSTER H. IMPACTO
<p>8A. Costes a lo largo del ciclo de vida Recarga: 110.000 € (tuberías), mínimo mantenimiento CUAS: para agricultores: coste de creación + gestor + materiales + técnico + protocolo información = 100.000 €/año. Para CHD: 500.000 € - licitación para 3 años de soporte técnico a las CUAS. Monitorio: para agricultores: coste de contadores (400 €/unidad) Condicenciación ambiental: coste de taller (5.000 €/unidad) 8B. Costes de oportunidad Beneficios de actuaciones alternativas</p>	<p>13. RELACIONES PROVEEDOR-CLIENTE Asistencia directa mediante participación pública, directa con los representantes de las CUAS. 14. CANALES Notificaciones BOE Cartas oficiales y comunicaciones Participación pública y jornadas informativas</p>	<p>15. Indicadores de desempeño (KPIs) (a 2050) -Tendencia de los niveles piezométricos (reducción de 0m comparado con -10m en escenario tendencial BAU)</p>
<p>- Índice de explotación de aguas subterráneas (EI = 0,8-1) - Ratio de la superficie del acuífero que cumple con los estándares de nitratos (<50 mg/L, <10µg/L)(meta 100%)</p>		

Figura 17.2



DIRECCION DE FLUJO DE LA PROVISION DEL SERVICIO: OFERTA → FLUJO DE SERVICIO → DEMANDA

Figura 17.3. ESTRATEGIA 2: CAMBIO EN PRÁCTICAS AGRÍCOLAS Y MEDIDA DE GESTIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA	
<p>CLUSTER C. OFERTA</p> <p>4. CUÁNDO IMPLEMENTAR LAS MEDIDAS</p> <p>Agricultores (cambio cultivos, conservación del suelo, CUAS y contadores)</p> <p>CHD (Monitorización de extracciones)</p> <p>Junta Cyl: Concienciación e información ambiental (2,3,4)</p> <p>5. ACTIVIDADES CLAVE</p> <p>Medida 1 (SBN): Cambio cultivos + prácticas de conservación</p> <p>Medida 2 (Gestión): creación de CUAS</p> <p>Medida 3 (Gestión): Control de extracciones y vigilancia</p> <p>Medida 4 (Gestión): concienciación ambiental</p> <p>6. RECURSOS CLAVE</p> <p>Fondos, conocimiento / información, habilidades técnicas y recursos humanos (CHD), apoyo político, apoyo tecnológico, cooperación de agricultores, comunicación fluida, nuevos insumos agrícolas (semillas) y maquinaria.</p> <p>7. MAQUINARIA CLAVE</p> <p>CHD</p> <p>Junta de Castilla y León</p> <p>Proveedores de insumos agrícolas</p> <p>Agricultores incluyendo los que ejercen mayor liderazgo</p>	<p>CLUSTER A. FLUJO DE SERVICIO PRESTADO</p> <p>1. PROBLEMA ABORDADO</p> <p>Impactos de sequías, sobreexplotación del acuífero</p> <p>2. SERVICIO Y PROPUESTA DE VALOR</p> <p>Reducir vulnerabilidad de la agricultura reduciendo los requerimientos de agua mientras que se recuperan los niveles piezométricos, proporcionando mayor reserva para sequías prolongadas.</p> <p>2A. Servicio y valor primario</p> <p>Mantener la productividad de la agricultura (v: 9), Mayor productividad agrícola (v: 9), Protección (v: 9), Fijación de información (v: 6,7)</p> <p>2B. Servicios y valores secundarios</p> <p>Mejora de calidad de agua (v: 9)</p> <p>Daños evitados:</p> <p>Mayor disponibilidad de aguas subterráneas (v: 9)</p> <p>Empoderamiento y protección legal de agricultores (v: 9)</p> <p>piezométricos: (0 a -10m en BAU)</p> <p>Mayor acceso a información ambiental (v: 8)</p> <p>Captura de CO₂ (v: 8)</p> <p>Mejora de biodiversidad (v: 7)</p>
<p>CLUSTER D. ESTRUCTURA DE COSTES</p> <p>8A. Costes a lo largo del ciclo de vida</p> <p>e.g. almendros: planta (1.200-3.000 €/ha, siembra: 2.100€/ha, riego: 1.200 €/ha + goteo (5.000 €/ha). Total: 7.500 -9.000 €/ha)</p> <p>O&M: tratamientos + goteo + poda + cosecha= 1,925 €/ha año)</p> <p>Agricultura de conservación: baja, si no se reutiliza, compra de material de cobertura. En árboles: cultivos de cobertura + poda de primavera: 50 €/ha/año</p> <p>CUAS: para agricultores: coste de creación + gestión + materiales + técnico + protocolo información = 100.000 €/año.</p> <p>Para CHD: 500.000 € para soporte técnico (licitación de 3 años)</p> <p>Monitorio: para agricultores: coste de contador (400 €/unidad)</p> <p>Concienciación ambiental: coste de talleres (5.000 €/unidad)</p> <p>8B. Costes de oportunidad</p> <p>Beneficios de actuaciones alternativas</p> <p>- Índice de explotación de aguas subterráneas (EI) = 0,8-1)</p> <p>- Ratio de la superficie del acuífero que cumple con los estándares de nitratos (<50 mg/L, <100µg/L)(meta 100%)</p>	<p>CLUSTER B. CONTEXTO REGULATORIO</p> <p>3. REGULACION</p> <p>Política Agraria Común (PAC), Programa de Desarrollo Rural de Castilla y León, Plan Hidrológico del Duero, Directiva de Nitratos, Directiva Marco del Agua (DMA)</p>
<p>CLUSTER E. DEMANDA</p> <p>9. QUIEN SUPLE EL PROBLEMA</p> <p>Farmers, indirectly all groundwater users</p> <p>CHD (compliance with European regulation)</p> <p>10. SEGMENTOS DE MERCADO</p> <p>10A. Beneficiarios directos</p> <p>Agricultores</p> <p>CHD (cumplir con legislación)</p> <p>10B. Beneficiarios indirectos</p> <p>Clientes</p> <p>Agricultores</p> <p>Sector seguros</p> <p>Usuarios del agua</p> <p>Turistas</p> <p>Gobierno (tasas)</p> <p>Ecosistemas</p>	<p>CLUSTER F. FUENTES DE INGRESOS</p> <p>Tarifas/tasas pagadas por turistas que visiten los humedales restaurados o realicen avistamiento de aves</p> <p>Aumento de los rendimientos agrícolas gracias a la mejor organización y planificación.</p> <p>11. FUENTES DE FINANCIACIÓN</p> <p>12A. Tarifas: Cuotas de creación de las CUAS, canon por uso del agua</p> <p>12B. Tasas pagadas a CHD por los usuarios, tasas pagadas por turistas, dinero recolectado de multas y sanciones por excesos de extracción de agua.</p> <p>12C. Transferencias presupuestas de la CHD</p> <p>Fondos europeos: Proyecto LIFE</p> <p>Subsidios de CHD o Junta Cyl: por ejemplo para cubrir el asesoramiento técnico a las CUAS, sesiones de capacitación, o posibles ayudas para adquisición de sensores y contadores. Ayudas de la PAC</p> <p>12D. Inversión privada: Inversiones de los agricultores (compra de sensores y costes de creación de las CUAS)</p> <p>Custodia del territorio – crowd funding, bancos de tierra</p>
<p>CLUSTER G. INTERACCIONES OFERTA-DEMANDA</p> <p>13. RELACIONES PROVEEDOR-CLIENTE</p> <p>Asistencia directa mediante participación pública, directa con los representantes de las CUAS.</p> <p>Comunal en el caso de las CUAS.</p> <p>14. CANALES</p> <p>Notificaciones BOE</p> <p>Cartas oficiales y comunicaciones</p> <p>Participación pública y jornadas informativas</p>	<p>CLUSTER H. IMPACTO</p> <p>15. Indicadores de desempeño (KPIs) (a 2050)</p> <p>Empleos en agricultura (+0.03 jobs/ha)</p> <p>Rentabilidad económica por empleo (+5.000 €/employment)</p> <p>- Tendencia de los niveles piezométricos (reducción de 0m comparado con -10m en escenario tendencial BAU)</p>

Figura 17.3



La estrategia 1 (*figura 17.2*) se compone de cuatro medidas: Recarga del acuífero gestionado en el río Zapardiel como el SBN acompañado de tres medidas de gestión, a saber, formación de CUAS, control de extracciones a través de contadores y vigilancia, y concienciación e información ambiental. El CLUSTER A, en la parte superior central del canvas, ilustra el problema principal a resolver (paso 1) y la propuesta de valor o valor generado por las medidas (paso 2). El principal servicio y valor de esta estrategia está dado por el efecto sobre la mejora de los humedales y la vegetación ribereña, así como la contención de la disminución del nivel piezométrico, mientras que no hay un efecto esencial en la reducción del riesgo de sequía (sin daños evitados). Además, se enumeran los servicios secundarios proporcionados por los co-beneficios, y se valora el alcance de su prestación en una escala del 1 al 10, de acuerdo a la percepción de los actores locales. Lo que obtienen mayor puntuación son la mejora en la cantidad y calidad de agua subterránea. El CLUSTER B establece el marco regulatorio. Los CLUSTERES C y D en la columna de la izquierda, correspondientes al lado de la oferta del servicio, identifican los actores, las actividades y los recursos necesarios para brindar el servicio. La Confederación Hidrográfica del Duero (CHD), los agricultores y los gobiernos regionales y locales (Junta de Castilla y León, Ayuntamientos) tienen el papel más importante como promotores y socios estratégicos de la implementación de las medidas. Los recursos críticos incluyen conocimientos, habilidades técnicas y fondos, como se refleja en el desglose de la estructura de costes en el CLUSTER D. El lado de la demanda se describe en la columna de la derecha, que muestra los CLUSTERES E y F con beneficiarios y fuentes de financiación. Los principales afectados por el problema y beneficiarios directos son los agricultores y la CHD. Además, entre los beneficiarios indirectos de las soluciones figuran todos los usuarios del agua, turistas y gobierno (a través de la recaudación de impuestos). Las posibles fuentes de financiación incluyen fondos externos (como fondos europeos o gubernamentales), pero también impuestos y tarifas para los usuarios, así como inversiones privadas de, por ejemplo, agricultores. Finalmente, el CLUSTER H revela que la estrategia tendría impactos biofísicos y sociales positivos.

La estrategia 2 (*figura 17.3*) incluye las mismas medidas de gestión que la estrategia 1 (formación de CUAS, control de extracciones a través de medidores y vigilancia, y concienciación e información ambiental). Las SBN en esta estrategia son un cambio hacia cultivos de alto valor menos intensivos en agua y con mayor resistencia a la sequía y rotación de cultivos. Bajo la hipótesis de que un 25% de la superficie regada se convierta a estos cultivos, el principal valor de esta estrategia pasa a ser la protección contra las sequías con daños evitados de 11,9-12,09 millones de euros (ver capítulo 14 y Le Coent et al., 2019). Se identifican varios co-beneficios, cuya valoración cualitativa por parte de los actores locales proporciona en promedio valores más altos que en la primera estrategia. Por el lado de la oferta, los agricultores juegan el papel más importante como implementadores, con el apoyo de la CHD e instituciones técnicas como el ITACYL, siendo el conocimiento y la capacitación recursos críticos. Los agricultores también son los principales beneficiarios y clientes, mientras que el sector de seguros, todos los usuarios del agua, los turistas y el gobierno son los principales beneficiarios indirectos. Las principales fuentes potenciales de financiación identificadas provienen de las contribuciones de los agricultores a través de tarifas (cuotas), impuestos a todos los usuarios e inversiones privadas. Otras fuentes de financiación externas de apoyo podrían provenir de la Unión Europea, subvenciones nacionales y regionales. Finalmente, una serie de impactos ambientales, sociales y económicos muestran efectos positivos generales en estos tres niveles.

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los modelos de negocio para las dos estrategias de Medina tienen muchas similitudes, aunque la estrategia 2 muestra una propuesta de valor más fuerte que la estrategia 1 debido a los daños evitados positivos. Sin embargo, cabe señalar que las estrategias no son exclusivas, sino que podrían combinarse para maximizar los efectos.

Los agricultores, las CHD, los gobiernos regionales y locales y los institutos técnicos son los principales actores. Financiar la implementación de las medidas requerirá una combinación de inversiones por parte de los agricultores y la CHD, a fin de no solo cubrir los costes de inversión iniciales, sino también para proporcionar la capacitación, el asesoramiento y el apoyo necesarios a los agricultores que reduzcan su riesgo al aplicar las medidas. Mientras tanto, la disponibilidad de fondos externos de la UE a través de un proyecto LIFE IP y los fondos FEADER brindan la oportunidad de crear herramientas, información y mecanismos de financiación para proporcionar a los agricultores este apoyo. Mientras tanto, el grupo de beneficiarios indirectos identificados es una fuente potencial de fuentes de financiación y de ingresos que debería explorarse más a fondo. En este sentido, la percepción y una estimación más precisa de los cobeneficios será fundamental para involucrarlos.

5. REFERENCIAS

Le Coent, P., Hérivaux, C., Farina, G., Forey, I., Zi-Xiang Wang, Graveline, N., Calatrava, J., Martínez-Granados, D., Marchal, R., Moncoulon, D., Scricciu, A., Mayor, B., Burke, S., Mulligan, M., Douglas, A., Soesbergen, A., Giordano, R., Kieran, D., Biffin, T., Peña, K., Van der Keur, P., Kidmose, J., Gnonlonfin, A., Douai, A., Piton, G., Munir, MB., Mas, A., Arnaud, P., Tacnet, JM. (2019). *Deliverable 6.3: Demo insurance value assessment report*. H2020 NAIAD project. Grant Agreement No 730497.

Mayor, B., López Gunn, E., Zorrilla, P., Nanu, F., Groza, I., Schrieu, A., Marchal, R., Le Coent, P., Graveline, N., Piton, G., Biffin, T., Daartée, K., Pengal, P., Krauze, K., Douglas, C., van der Keur, P., Jørgensen, M.E., Calatrava, J. and Manzano, M. (2019). *Deliverable 7.2: From Bankability to Suitability report: value capture and business models to catalyse implementation of NAIAD demo's NAS strategies*. H2020 NAIAD project. Grant Agreement No 730497.

Mayor, B., Zorrilla-Miras, P., Coent, P.L., Biffin, T., Dartée, K., Peña, K., Graveline, N., Marchal, R., Nanu, F., Scrieu, A., Calatrava, J., Manzano, M. and López-Gunn, E. (2021). *Natural Assurance Schemes Canvases: A Framework to Develop Business Models for Nature-Based Solutions Aimed at Disaster Risk Reduction*. Sustainability 2021, 13, 1291. <https://doi.org/10.3390/su13031291>



CAPÍTULO 18

Marco financiero para la seguridad hídrica: incentivos económicos y financieros para la transformación del sector agrícola en la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo



AUTORES

Monica A. Altamirano¹, Camilo Benítez-Ávila²,
Marine Angulo¹.

¹ Deltares



RESUMEN

El marco financiero para la seguridad hídrica (FFWS por sus siglas en inglés) apoya el desarrollo de propuestas de SBN que sean interesantes para la inversión. En el caso de la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo (MASMC), el FFWS tuvo como objetivo apoyar la implementación de medidas no estructurales, como prácticas agrícolas, para hacer frente a los desafíos de sostenibilidad del acuífero. En un entorno de modelado colaborativo, trabajamos con las partes interesadas que deberían asumir la responsabilidad de invertir e implementar diferentes medidas dentro de las estrategias, en particular (1) la introducción de servicios de información climática para optimizar el uso del agua y (2) la rotación de cultivos, incluida la introducción de la agrosilvicultura. Hicimos explícitos los incentivos y desincentivos económicos y financieros desde la perspectiva de los agricultores como inversores. En un sentido metodológico, el caso validó un supuesto importante del FFWS, que es la necesidad de aunar conocimientos científicos y prácticos de múltiples disciplinas y sectores para desarrollar carteras de inversión transformadoras. La naturaleza sistémica del cambio requerido es evidente a partir de nuestros hallazgos, destacando la necesidad de una clara estrategia de transición a largo plazo implementada por diversas entidades gubernamentales, no solo la Confederación Hidrográfica, que asegure que las inversiones privadas realizadas por los agricultores alcancen los beneficios esperados.

PALABRAS CLAVE:

- *SBN,*
- *modelización colaborativa*
- *generación de confianza*
- *cambio de actitudes*
- *financiación mixta*



1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El marco financiero para la seguridad hídrica (FFWS) apoya el desarrollo de propuestas de SBN que sean interesantes para la inversión, guiando a los promotores de proyectos de SBN en la preparación del proyecto y el diseño de un acuerdo de implementación adecuado para el propósito (Altamirano et al 2020). Este capítulo resume cómo se aplicó el FFWS en Medina del Campo, así como nuestros hallazgos metodológicos y relevantes para las políticas. Los conocimientos prácticos sobre la financiación de la transición a prácticas agrícolas más respetuosas con el medio ambiente generados a lo largo del proceso de participación de las partes interesadas podrían ser adoptados por el Proyecto Integrado LIFE liderado por la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD), cuyo objetivo es implementar un Plan Integrado de Gestión del Agua como parte del Plan Hidrológico del Duero para la zona de Medina del Campo.

La implementación exitosa de una estrategia de Gestión Integrada de los Recursos Hídricos involucra no solo proyectos intensivos en capital, sino que también depende en gran medida del cambio de comportamiento de los agricultores y otros actores presentes en las principales cadenas de valor que hacen uso del agua. En el caso de Medina, un desafío clave fue precisamente estructurar mejor los elementos no estructurales de la estrategia, ya que el éxito está determinado principalmente por el cambio de comportamiento de los usuarios del agua y los cambios en las prácticas agrícolas que han comprometido la sostenibilidad del sistema. Nuevas prácticas agrícolas para las cuales los agricultores no solo tienen que cambiar su modo de trabajar, sino también realizar algunas inversiones adicionales para adoptar las nuevas tecnologías y métodos relacionados. Más específicamente, esto incluye: (1) la introducción de servicios de información climática que utilizan información satelital para optimizar el uso del agua y (2) la rotación de cultivos, incluida la introducción de cultivos agroforestales.

La Política Agraria Común (PAC) establece un objetivo multifuncional que proporciona incentivos contradictorios en la práctica (Caballero, 2011). En España, esos múltiples objetivos tradicionalmente incluyen garantizar el sustento de las poblaciones rurales, prevenir la despoblación e incentivar la transformación estructural para el crecimiento sostenible de un sector en declive (Lasanta & Marín-Yaseli, 2007). Sin embargo, el sector agrícola permanece en un estado peligroso que conduce a una despoblación masiva (Hoggart y Paniagua, 2001). Tomando como contexto este trasfondo institucional, este capítulo está organizado en cuatro secciones. La primera presenta nuestro enfoque metodológico y la segunda vincula los elementos relevantes del FFWS con los talleres de modelado colaborativo facilitados en Medina del Campo. La tercera parte presenta los resultados de la sesión de modelos colaborativos y los hallazgos sobre las percepciones de los agricultores sobre la transformación propuesta del sector agrícola, incluidos los incentivos y desincentivos financieros y económicos que experimentan. La cuarta y última sección proporciona algunas ideas y recomendaciones para abordar la complejidad de impulsar un cambio en el comportamiento de los usuarios del agua enmarcando el cambio de cultivos y otras inversiones a nivel de finca como decisiones de inversión privada de los agricultores.



2. DESCRIPCIÓN DE LA METODOLOGÍA

El marco financiero para la seguridad hídrica (Altamirano, 2017, 2019) pone en marcha un proceso que une cinco componentes: 1) la fase de planificación adaptativa en la que se presenta el caso estratégico - la necesidad de cambio; 2) el caso de negocio económico - por qué la "estrategia preferida" propuesta optimizará el uso de fondos públicos escasos; 3) el proceso de planificación de inversiones al permitir una mayor definición del caso comercial - cómo organizar el programa para que su implementación sea alcanzable y atractiva para los actores del mercado (grandes empresas y PYMES); 4) el caso de negocios financieros, considerando si el programa es asequible para la economía local y nacional; y 5) el caso de la gestión - cómo estos conceptos y todo el programa podrían entregarse con éxito y por quién (público, privado, actores de la comunidad).

El desarrollo de un caso de inversión completo debe basarse en una teoría del cambio sólida. La teoría del cambio destaca cómo las medidas de implementación de las SBN permiten un cambio de paradigma estratégico hacia un paradigma de crecimiento económico resiliente y sostenible, frente a la economía actual y el doble vínculo del medio ambiente.

En Medina del Campo, las estrategias NAS propuestas implican un cambio significativo en la forma en que se gestiona el agua hacia un régimen de uso más sostenible que incluye cinco pilares fundamentales: 1) recarga artificial del acuífero (estrategia 1); 2) rotación de cultivos y, cuando sea necesario, introducir cultivos más resistentes al clima, como cultivos agroforestales (estrategia 2); 3) medidas de gobernanza, incluida la formación de asociaciones de usuarios de agua (CUAS), el control de las extracciones y la concienciación ambiental (estrategias 1 y 2); y 4) implantación de servicios de información climática para predecir sequías y optimizar el uso del agua (opción tecnológica considerada por la CHD en el plan de gestión del Duero, que no fue considerada por los actores pero que formará parte del plan de implementación de la CHD). Estas intervenciones tienen como objetivo reforzar las prácticas sostenibles, reducir la demanda de agua y contribuir físicamente a aumentar los niveles de agua subterránea.

El taller duró una hora y media y contó con la participación de CHD, Junta de Castilla y León, los ayuntamientos de Arévalo y Medina del Campo; representantes de la CUAS de Zapardiel, Olmedo y Medina; agricultores a pequeña escala; sindicatos de agricultores (UCCL); asociaciones como La Alhóndiga y la Asociación Vallisoletana de Agricultura de Conservación (AVAC); Universidad de Salamanca; y el equipo de NAIAD (ICATALIST, CHD y Deltares apoyados por Ambigés). Tras una sesión de modelado colaborativo, los investigadores realizaron entrevistas en profundidad con representantes de UCCL, CHD y la Junta de Castilla y León con el fin de caracterizar completamente los (des) incentivos para la inversión (de los agricultores) en nuevas prácticas agrícolas.

3. RESULTADOS

Como señalaron los participantes del taller, el acuerdo actual es que se crearán CUAS sin declarar el acuífero sobreexplotado. El objetivo de la CHD con la formación de CUAS es mejorar el control de la extracción de agua subterránea. Además, CHD mencionó la participación de las CUAS en los programas de transformación digital y cambio de cultivos como un incentivo positivo. Por lo tanto, la implementación, planificación y viabilidad técnica de las CUAS se concibe como un elemento en el que el sentimien-

to de propiedad e involucración de los agricultores es crucial. Se espera que los agricultores sean los principales agentes de ejecución de estas medidas no estructurales de la estrategia. Mientras tanto, las actividades de vigilancia y de ejecución se consideran responsabilidad de CHD.

Además de estos hallazgos, los participantes discutieron la transformación de las prácticas agrícolas. El aumento de la productividad del agua, más producción por gota, sigue siendo un desafío. Si bien hay recursos financieros disponibles para respaldar las inversiones necesarias para los cambios de prácticas agrícolas dentro del proyecto, los agricultores tienen el poder de decisión final sobre la adopción de nuevas tecnologías y prácticas.

MEDIDAS DE GESTIÓN 2,3 [CUAS]	Diseño y planificación	<ul style="list-style-type: none"> • Usuarios de CUAS con soporte de la Administración (CHD)
	Informar a la región de lo que significa	<ul style="list-style-type: none"> • Indefinido
	Pre-viabilidad (en términos de impacto)	<ul style="list-style-type: none"> • Usuarios de CUAS con soporte administrativo [CHD] igual que en la fase de diseño y planificación
	Fondos para medidas de control	<ul style="list-style-type: none"> • Administración [CHD]
	Contratación	<ul style="list-style-type: none"> • Empresas que se presenten
MEDIDAS DE TRANSFORMACIÓN AGRÍCOLA 4,5	Diseño y planificación	<ul style="list-style-type: none"> • Agricultores con soporte de la Administración
	Pagar la primera fase de diseño y planificación	<ul style="list-style-type: none"> • Tema de discusión: quien tenga dinero
	Pre-viabilidad (en términos de impacto)	<ul style="list-style-type: none"> • Agricultores con soporte administrativo [CHD] igual que en la fase de diseño y planificación
	Financiación	<ul style="list-style-type: none"> • Tema de discusión de hasta qué punto los usuarios deberían pagar tasas
	Encontrar financiación	<ul style="list-style-type: none"> • Usuarios • Discusión sobre aquellos responsables en el caso de que la medida sea implementada a nivel regional (externalidades)
Contratación		<ul style="list-style-type: none"> • Cada usuario [sea un servicio externo o maquinaria] pero debe garantizar el funcionamiento y la posibilidad de amortización. • ¿Qué se contrata?: Riego-información-maquinaria tecnificada • Es caro por lo que solo los usuarios lo cargan, por lo que la tecnificación no se ha expandido. La medida tiene que ser rentable por sí misma primero.
		<ul style="list-style-type: none"> • Opción: Algún agente que sea capaz de proporcionar el servicio
		<ul style="list-style-type: none"> • Opción: La Administración puede contribuir si hay un objetivo secundario

Tabla 18.1. Responsabilidades a lo largo del ciclo de vida de las medidas de gestión

Desde la perspectiva de FFWS, el hecho de que se logre o no un cambio en las prácticas agrícolas parece depender completamente de una decisión de inversión de los propios agricultores. Esta inversión (riego, información, maquinaria técnica) no solo requiere una definición más precisa, sino también una estrategia de financiación para la mayoría de los agricultores. El desafío es que existen perspectivas divergentes sobre la previsibilidad de esos ingresos eventuales y, por lo tanto, el tiempo de recuperación de la inversión requerido. Según la CHD, la transformación digital genera ganancias de productividad a medida que los agricultores obtienen acceso a servicios de información climática que les permiten optimizar el uso del agua y aumentar la productividad. La agrosilvicultura también podría resultar en mayores tasas de rendimiento para los agricultores al obtener materias primas y subproductos forestales, combinados con pagos de compensación por la producción sostenible de madera.

Sin embargo, hay varios desafíos que deben abordarse para que esta idea sea viable desde la perspectiva de los agricultores. Ciertamente, un factor relevante es que la agricultura es un sector que está envejeciendo y, por lo general, es muy reactivo al riesgo. Más allá de este factor limitante, los agricultores piensan que el sector agrícola está en declive con niveles de rentabilidad muy inciertos, ya que los productos alimenticios son muy vulnerables a las fluctuaciones en los mercados de productos básicos. La mayor parte del valor económico de las cadenas de valor agrícolas queda en manos de los intermediarios, que tienen acceso directo a los consumidores. En el pasado, los minoristas y los grandes actores agrícolas han trabajado juntos en la creación de marcas y etiquetas de mercado distintivas, favoreciendo así el consumo local y apoyando la producción local. Los precios más bajos de los productos agrícolas junto con una población joven en declive impulsan un aumento en la extensión de las áreas agrícolas, y terminan ejerciendo una mayor presión sobre los niveles de agua subterránea. Éste es especialmente el caso de los cultivos de regadío, que están sujetos a cambios volátiles de precio. También es importante mencionar que la agricultura española -como ocurre con todos los países europeos- no puede competir con la producción de alimentos de China o América Latina por la necesidad de cumplir con la normativa europea y los mayores costes laborales y de producción.

Las entrevistas revelaron que los agricultores viven para subsistir y, a veces, encuentran la necesidad de combinarlo con un trabajo a tiempo parcial en la industria y los sectores de servicios que financia parcialmente sus actividades agrícolas y complementa sus ingresos. La razón por la que los agricultores no abandonan por completo sus actividades agrícolas es el valor social que les otorgan, en combinación con los subsidios agrícolas que reciben. En cualquier caso, los agricultores afirman que no son buscadores de rentas oportunistas, sino que piden precios justos por sus productos. De hecho, los agricultores señalan que tienen jornadas laborales largas y luchan en su producción para encontrar formas de reducir su impacto en el medio ambiente.

La agrosilvicultura podría ser una solución interesante para los cultivos de secano, dado el mayor valor que se paga por la madera en comparación con los productos alimenticios. Sin embargo, el modelo de negocio agroforestal todavía se comprende poco y se percibe como de alto riesgo. La per-

cepción de riesgo se debe en parte a la diferencia en los costes de inversión, es decir, un cultivo tradicional requiere una inversión inicial de 400 € por hectárea, mientras que la agrosilvicultura puede requerir una inversión de hasta 4.000 euros por hectárea. Además, los agricultores temen no tener garantía de que en cinco años, cuando los árboles hayan crecido lo suficiente para producir madera, el mercado de la madera seguirá ofreciendo precios tan atractivos como ahora.

Los agricultores temen que la demanda de productos agroforestales pueda ser solo una tendencia temporal, como sucedió antes con el boom del avestruz en España allá por los años noventa. Se recomendó a los agricultores que adaptaran sus prácticas comerciales para vender estos “pollos”, pero no había suficiente infraestructura de apoyo, como mataderos especializados. Asimismo, la agrosilvicultura implica alterar las cadenas de valor existentes e invertir en nuevos insumos e infraestructura, lo que podría impactar temporalmente de manera negativa a otros actores de la zona. Un cambio en el modelo de negocio tendría un gran impacto, ya que un alto grado de actividad económica en la región se organiza en torno a los tiempos de cosecha actuales. Existe una amplia red de personas que interactúan con los agricultores que ejercen presión social para ignorar un cambio que introduce incertidumbre en todos los niveles de la cadena de valor. Además, los actores clave para una implementación exitosa de dicha cadena no parecen estar aún lo suficientemente involucrados en la iniciativa, como en el sector del transporte, lo que es muy importante para asegurar los vínculos con el mercado.

Los servicios de información climática que utilizan información satelital para predecir sequías se consideran una herramienta prometedora para aumentar la eficiencia en el uso del agua. Sin embargo, es difícil cuantificar el ahorro en términos monetarios introducido por la disminución del consumo de agua. Además, existen dudas sobre la eficacia de la tecnología para Medina del Campo, dada la importancia de las condiciones locales específicas y la necesidad de realizar extensas y costosas actividades de verificación del terreno. Un ejemplo paralelo dado por los agricultores son los tractores guiados por GPS. Esta innovación puede generar mayores rendimientos para las parcelas grandes, como las granjas en los Estados Unidos o Australia. Sin embargo, el beneficio marginal en pequeñas parcelas -como Medina del Campo- no justifica las inversiones requeridas. En otras palabras, los promotores de la tecnología asumen que todo el campo es regular y extenso. Asimismo, la transformación digital propuesta podría operar sobre supuestos que no se ajustan a la realidad de Medina del Campo. Por último, los agricultores perciben que la “industria” impulsa la introducción de tecnología bajo el supuesto de que los agricultores no conocen su propio negocio. En otras palabras, sienten que su conocimiento basado en años de experiencia no se tiene en cuenta en estos planes de transformación digital.

La financiación mixta puede ser una forma de impulsar la transformación, cubriendo las inversiones iniciales necesarias y eliminando los riesgos de las inversiones privadas para materializar el cambio en el paradigma del desarrollo económico. En este sentido, los agricultores de Medina del Campo ya pueden acceder a programas de financiación que combinan subvenciones públicas y ofrecen préstamos en condiciones favorables para invertir en nuevos modelos de negocio agrícola y adoptar sistemas de riego más modernos. Desde la perspectiva de los expertos locales en proyectos de

riego, existen buenas condiciones para acceder al crédito, especialmente si las actividades que los agricultores quieren financiar están alineadas con proyectos liderados por la Dirección General de Desarrollo Rural. El apoyo financiero que se les ofrece tiene como objetivo impulsar una transformación y modernización del sistema de riego y puede cubrir hasta el 71% de las inversiones de capital necesarias. Estos fondos son proporcionados por la Administración Pública de España y el 29% restante lo cubrirán los agricultores. Como puede verse, las inversiones en riego están fuertemente subvencionadas. El 29% restante suele ser un préstamo, que cuenta con una garantía también pagada por agricultores y asociaciones. Si la asociación no atiende la deuda, el ayuntamiento hará uso del pago de la garantía para cumplir con el compromiso inicial. Los tipos de interés también son favorables, alrededor del 1,8% anual.

El sector tiene una buena reputación y puede acceder a créditos a bajo interés y productos financieros especializados para los agricultores. La tasa de impago entre los deudores es escasa. Si fuera el caso de que alguien no pague, la misma comunidad de regantes podría ejercer presión contra el individuo que no cumple con el pago. También existen entidades bancarias especializadas en el ámbito agrario, que son más propensas a comprender y participar en este tipo de proyectos. La percepción de los bancos y del Director General de Desarrollo Rural es que el sector agrícola es muy solvente y se percibe como solvente. Por tanto, desde esta perspectiva existen suficientes facilidades de financiación para los agricultores que estén dispuestos a invertir en una transformación de sus modelos de negocio.

Sin embargo, existe de alguna manera una actitud escéptica hacia la adquisición de deuda y el acceso a subvenciones públicas para inversiones en nuevos modelos de negocio. Una razón es que estas facilidades de financiación y subsidios son impulsados por una interacción compleja de objetivos económicos y sociales que pueden generar desconfianza en los agricultores locales. Por ejemplo, existe un programa de financiación mixta para contrarrestar la despoblación de las zonas rurales, mediante la concesión de subvenciones a los jóvenes agricultores que quieran permanecer en el sector rural. Para acceder a estas donaciones y préstamos concesionales, deben comprometerse a permanecer, al menos, cinco años y realizar considerables inversiones propias (de capital). En el contexto de bajos márgenes de ganancia en el sector agrícola, este compromiso implica que estas inversiones pueden no resultar automáticamente en rendimientos positivos y las deudas asumidas pueden bloquearlas por un período muy largo.

Por tanto, estos mecanismos podrían dar lugar a que los jóvenes se queden en el sector por motivos incorrectos. La percepción de los agricultores es que en alrededor del 60% de los casos que ven, asumir tal deuda es un mecanismo destinado a mantener a la persona atada al área a través de una obligación financiera a largo plazo, en lugar de una inversión que conduce a un mayor bienestar que constituya la razón por la que se quedan. En muchos casos, los agricultores solicitan financiación como una solución a corto plazo para hacer frente a las pérdidas y refinanciar los préstamos existentes. En este contexto, las metas de política iniciales no se cumplen y la política termina creando incentivos adversos y efectos negativos inesperados. Esto termina en que los agricultores perciban las subvenciones que se ofrecen no como un verdadero mecanismo de ayuda, sino todo lo contrario, como un instrumento que aumenta los niveles de rentabilidad del sector bancario y de sus proveedores, pero no de ellos mismos.

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El caso de Medina del Campo es ciertamente un caso complejo, dado el papel crucial que juega el cambio de comportamiento en una implementación exitosa de una estrategia de SBN. En otros casos de NAIAD, hemos señalado la necesidad de preparar un caso comercial completo para todo el programa de inversión y cada proyecto individual. Para hacerlo, es necesario que los promotores de las SBN combinen las capacidades de preparación de proyectos de evidencia científica que les permitan hacer el caso de inversión de las SBN y participar en procesos de planificación de inversiones públicas y privadas. En Medina, nuestros conocimientos aumentan la conciencia de que los cambios de comportamiento son igualmente importantes, si no el factor más crucial, para impulsar la implementación y el desempeño exitosos de las medidas y estrategias de NBS consideradas.

El comportamiento de los agricultores, que afecta la eficacia del proyecto, no es fácil de cambiar, ya que está impulsado por una combinación compleja de factores e incentivos creados por la dinámica socioeconómica del sector agrícola a nivel europeo y local. El sector y las elecciones individuales de los agricultores impactan directamente en los objetivos de desempeño previstos por la CHD como patrocinadores del proyecto, pero influir en los factores externos que impulsan la dinámica de este sector es algo en lo que el promotor tiene poca influencia.

En un sentido metodológico, el caso validó un supuesto importante del FFWS, que es la necesidad de aunar conocimientos científicos y prácticos de múltiples disciplinas y sectores para desarrollar carteras de inversión transformadoras. Nuestra contraparte, la CHD, coordinador del proyecto NAIAD y del proyecto LIFE IP, expresó que el ejercicio de modelado colaborativo de FFWS organizado por el proyecto NAIAD les permitió avanzar en el proceso de generar confianza con los agricultores, ya que permitió una discusión abierta sobre las perspectivas económicas y financieras del sector agrícola, y los pros y los contras de los acuerdos de implementación alternativos y los mecanismos de financiación.

En la estrategia de SBN considerada, la teoría del cambio es que la tecnología y el cambio de cultivos pueden reducir el consumo de agua del sector agrícola. Una vez más, eso implica una inversión de los agricultores bajo la expectativa de mayores eficiencias y nuevas fuentes de ingresos creadas por los nuevos modelos comerciales y de mercados (por ejemplo, la agrosilvicultura). Sin embargo, aún debe evaluarse la viabilidad de estos nuevos modelos comerciales. Los factores de riesgo más importantes son la creciente incertidumbre con respecto a los precios de los productos básicos agrícolas y su volatilidad, y la demanda y los precios futuros de los productos agroforestales. Ambos riesgos ahora son asumidos completamente por los agricultores.

Además, para probar la viabilidad de estos modelos, es fundamental comprender mejor el grado requerido de transformación de las cadenas de valor y suministro existentes, incluido el eventual conflicto de intereses entre todos los actores que operan en estas cadenas, como agricultores, empresas de transporte y minoristas. Aclarar la viabilidad de estos modelos comerciales e inversiones dentro del nivel de la cadena de valor puede ayudar a ganarse la confianza de los agricultores, quienes, como descubrimos, parecen tener una posición escéptica con respecto a los programas de crédito y financiación mixta existentes. Esta aclaración, junto con la introducción de garantías que consideran a los agricultores como inversores bien informados en lugar de beneficiarios de subsidios públicos, podría ser más eficaz que los programas existentes para impulsar a los agricultores locales hacia inversiones en modelos, tecnologías y prácticas comerciales más sostenibles.

La naturaleza sistémica del cambio requerido es evidente a partir de estos argumentos. Estos hallazgos resaltan la necesidad de una estrategia de transición clara y estable de medio a largo plazo implementada por diversas entidades gubernamentales, no solo la CHD, que asegure que las inversiones privadas realizadas por los agricultores obtengan los beneficios esperados. Solo si las inversiones públicas en infraestructura y otros aspectos que aseguren los vínculos con el mercado y, por lo tanto, la demanda de nuevos productos se garantiza en el momento adecuado, las inversiones privadas de los agricultores podrían tener éxito. Se requiere una estrategia de transición público-privada multisectorial acompañada de una estrategia de financiación mixta bien diseñada para garantizar una transformación significativa del sector agrícola.

5. REFERENCIAS

Altamirano, M. A. (2017). *A Financing Framework for Water Security. Paper presented at Water Futures workshop, during the XVI World Water Congress, Cancun, Mexico*

Altamirano, M. A. (2019). *Hybrid (green-gray) water security strategies: a blended finance approach for implementation at scale. Background paper Session 3: Managing water-related risks (flood and drought), improving resilience and adapting to climate change.* Fifth meeting of the Roundtable on Financing Water, Regional Meeting Asia Manila, OECD .

Altamirano, M. A., H. de Rijke, L. Basco Carrera, C. Benitez-Avila, B. Arellano Jaimerena, M. Angulo, F. Nanu, K. Dartée, K. Peña, E. Lopez-Gunn, P. Pengal, B. Mayor, R. Marchal, A. Scricciu, J. J. Mori. (2020): *Handbook for the Implementation of Nature-based Solutions for Water Security: guidelines for designing an implementation and financing arrangement*, DELIVERABLE 7.3: EU Horizon 2020 NAIAD Project, Grant Agreement N° 730497 Dissemination.

Caballero, R. (2011). The Common Agricultural Policy (CAP) towards 2020: *How can fit farming in the marginal areas of the EU.* Recent Researches in Energy, Environment, Entrepreneurship, Innovation, 13, 88-102.

Hoggart, K., & Paniagua, A. (2001). The restructuring of rural Spain? *Journal of Rural Studies*, 17(1), 63-80.
Lasanta, T., & Marín-Yaseli, M. L. J. M. R. (2007). *Effects of European common agricultural policy and regional policy on the socioeconomic development of the central Pyrenees, Spain.* Mountain Research Development, 27(2), 130-137.

Ostrom, E. (2010). *Beyond markets and states: polycentric governance of complex economic systems.* American Economic Review, 100(3), 641-672.

Sanderson, M. R., & Frey, R. S. (2015). *Structural impediments to sustainable groundwater management in the High Plains Aquifer of western Kansas.* Agriculture and human values, 32(3), 401-417.



CAPÍTULO 19

Conclusiones, lecciones aprendidas y recomendaciones



AUTORES

Beatriz Mayor¹, África de la Hera-Portillo², Miguel Llorente²,
Javier Heredia², Javier Calatrava³, David Martínez-Granados³, Marisol
Manzano³, Mar García-Alcaraz³, Virginia Robles-Arenas³, Malgorzata
Borowiecka³, Rosa Mediavilla²,
José Antonio de la Orden², Julio López-Gutiérrez²,
Héctor Aguilera-Alonso², Laura Basco-Carrera⁴, Marta Faneca⁴, Patricia
Trambauer⁴, Tiaravani Hermawan⁴, Raffaele Giordano⁵, Eulalia Gómez⁶,
Mónica A. Altamirano⁴, Camilo Benítez⁴,
Pedro Zorrilla-Miras¹, Laura Vay¹, Félix Rubio²,
Carlos Marín-Lechado², Ana Ruíz-Constán²,
Fernando Bohoyo-Muñoz², Carlos Marcos⁷, Elena López Gunn¹.

¹ ICATALIST

² Instituto Geológico y Minero de España (IGME)

³ Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT)

⁴ Deltares

⁵ IRSA-CNR

⁶ Climate Service Center Germany (GERICS), Helmholtz Center Geesthacht (HZG)

⁷ Confederación Hidrográfica del Duero (CHD)



RESUMEN

Cinco décadas de explotación intensiva de aguas subterráneas han supuesto importantes cambios económicos, sociales y ambientales para la zona de la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo (MASMC). La disminución de los niveles piezométricos, junto con el uso intensivo de agroquímicos, ha empeorado la calidad del agua, ha aumentado los costes de suministro y extracción de agua y ha drenado los humedales y ríos conectados. Este capítulo presenta una panorámica final de los diferentes avances en conocimiento, resultados y conclusiones extraídos de los trabajos de investigación realizados en el marco del proyecto NAIAD y presentados en esta publicación. Se han logrado avances importantes en la comprensión y el modelado de la dinámica y el funcionamiento del sistema acuifero y los servicios para los humanos y el medio ambiente. En primer lugar, el análisis, la depuración y la integración de datos geológicos y geofísicos han proporcionado una base para construir un conjunto de modelos geológicos de la MASMC. Asimismo, los componentes del balance hídrico deben actualizarse mediante un análisis más profundo de la recarga y las extracciones de agua subterránea (bombeo). Por otro lado, un análisis de tendencias de los servicios ecosistémicos críticos relacionados con las aguas subterráneas (GRES) y los niveles piezométricos apunta a las reducciones de la extracción de aguas subterráneas como la medida más eficaz para una recuperación generalizada de los niveles y el almacenamiento de las aguas subterráneas. Adicionalmente, la recarga artificial controlada propuesta tendría efectos limitados sobre la recuperación de las masas de agua superficiales y ningún efecto sobre las masas de agua subterránea. En paralelo, la reconstrucción ambiental a partir de un registro sedimentario del lecho principal del humedal (Lagunas Reales) proporciona una base de conocimientos de referencia para comprender la respuesta del sistema a los cambios humanos y climáticos. Finalmente, se han identificado y evaluado diferentes barreras para el diseño e implementación de estrategias NAS. En particular, la falta de mecanismos de interacción efectivos entre los diferentes actores involucrados / interesados en el proceso podría jugar un papel clave en el futuro.

PALABRAS CLAVE:

- *Masa de agua subterránea de Medina del Campo*
- *acuifero*
- *riesgo*
- *conclusiones*
- *estrategias*



1. RESUMEN DE LAS CONCLUSIONES EXTRAÍDAS DE LA EVALUACIÓN MULTIDIMENSIONAL DEL ESTADO, LA EXPOSICIÓN AL RIESGO Y EL POTENCIAL DE LAS ESTRATEGIAS DE SBN PARA ABORDAR LOS RIESGOS RELACIONADOS CON EL CLIMA Y LA SOSTENIBILIDAD EN LA MASA DE AGUA SUBTERRÁNEA DE MEDINA DEL CAMPO

El trabajo realizado en el caso de estudio de Medina del Campo ha dado lugar a importantes avances en la comprensión y descripción de la Masa de Agua Subterránea de Medina del Campo (MASMC) desde muchas disciplinas. Además, se han generado varios modelos y herramientas de alto nivel que han sido puestas a disposición de la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD) para su uso, con vistas a apoyar las próximas etapas de planificación hidrológica de la cuenca. A continuación se resumen algunas de las principales conclusiones y lecciones derivadas de las evaluaciones biofísicas, de riesgo, sociales y económicas presentadas, así como su integración para evaluar la efectividad de las estrategias NAS desarrolladas conjuntamente.

1.1 GENERACIÓN DE CONOCIMIENTO SOBRE EL FUNCIONAMIENTO, ESTADO Y TENDENCIAS DE LA MASMC

El sistema acuífero está compuesto por una capa acuífera superior, estrecha y poco profunda de distribución espacial irregular, y una capa acuífera semiconfinada más profunda y gruesa de extensión regional. Debido a la explotación intensiva de las aguas subterráneas desde fines de la década de 1970, ambas capas se desconectaron a mediados de la década de 1980. Hoy en día, la capa superior es un acuífero colgado con niveles freáticos bajos que no pueden mantener ecosistemas superficiales como arroyos y bosques ribereños durante todo el año. Del mismo modo, los niveles piezométricos en la capa del acuífero regional es poco profundo e insuficiente para proporcionar agua a la vegetación freatófita, arroyos y humedales.

En general, las manifestaciones de la actividad humana y las tendencias relacionadas con el uso del agua en la MASMC permiten la distinción de tres etapas espacio-temporales principales: primero, una etapa de no perturbación antes de 1970, con niveles de agua subterránea cercanos a la superficie y descarga activa de agua subterránea en ríos y humedales; segundo, un período de transición entre 1970 y 2010 caracterizado por un bombeo creciente e intensivo de agua subterránea que resultó en la desconexión de las dos capas del acuífero en 1985; y finalmente, una etapa con lentos signos de recuperación a nivel local a partir de 2010. Más específicamente, la prueba de Mann-Kendall confirmó la existencia de un cambio en las tendencias temporales de los niveles de agua subterránea alrededor de 2001 en el cuarto trimestre del período de transición. También permitió ahondar en los impulsores del cambio. La evidencia estadística reduce la transición a dos períodos con diferentes impulsores de cambio: 1) entre 1985 y 2001 hubo una tendencia clara (estadísticamente) y generalizada (especialmente y en cualquier profundidad de observación) de niveles decrecientes, lo que apunta a una explotación intensiva de las aguas subterráneas como causa principal e incluso única; 2) entre 2002 y 2018 solo el 25% de los puntos de observación, principalmente al SE y E de la MASMC, mostraron claras tendencias piezométricas crecientes, mientras que el resto mostró tendencias débiles y poco claras. Esto apunta a causas diversas y localizadas, muy probablemente el



abandono de fincas poco productivas y la sustitución de agua subterránea por agua superficial para riego, lo que sucedió en el SE y E.

En cuanto al estado y evolución histórica de los humedales, el análisis de imágenes aéreas mostró que la proporción restante de área de humedales en 2017 en comparación con 1956-57 es solo alrededor del 0.5% de las 7,600 ha identificadas originalmente. Un análisis detallado del principal sistema de humedales - las Lagunas Reales - basado en registros históricos concluyó que el acuífero alimentó parcialmente el sistema hasta que el nivel freático se desconectó en 1985 por sobreexplotación. Después de esa fecha solo se puede observar una lámina de agua en los años de lluvias importantes (1991, 1998, 2001, etc.), y durante estos episodios se convierte en un área de recarga del acuífero. La evolución observada de los niveles de agua en las Lagunas Reales y la correlación con la actividad antrópica muestra bajos niveles de resiliencia frente a perturbaciones antropogénicas. Al operar en condiciones naturales, los humedales se comportaron como un sistema efímero (lámina de agua no permanente). Los datos históricos indican que el tiempo de residencia de la capa de agua en la cuenca del humedal fue corto durante los siglos XVIII y XIX, cuando las sequías eran frecuentes, y más prolongado durante los siglos XV-XVII, en los que las sequías fueron menos abundantes. Durante este último período, la pesca (tenca, anguila, etc.) se convirtió en una actividad importante en el humedal, al menos entre 1610 y 1745. Finalmente, el registro sedimentario revela que las Lagunas se formaron hace casi 3000 años. En el periodo reciente, la superficie de vegetación de ribera en los arroyos ha disminuido entre un 9% y un 42% entre 1956 y 2017, más significativamente en los ríos Trabancos (36%) y Zapardiel (42%). Este proceso de cambio progresivo también ha tenido un impacto en la provisión de servicios ecosistémicos. La reducción piezométrica generalizada antes de 2001 redujo la descarga a los ecosistemas superficiales e indujo la profundización de los pozos, reduciendo rápida y ampliamente el flujo de los servicios de aprovisionamiento, como el suministro de agua subterránea dulce para riego, y los servicios de regulación y mantenimiento, como la capacidad de mantener el flujo base a los arroyos, capacidad de mantenimiento de bosques ribereños y capacidad de mantenimiento de humedales. Por otro lado, la reducción local en la explotación de aguas subterráneas entre 2002 y 2018 indujo una recuperación lenta y localizada de los niveles de aguas subterráneas durante las últimas dos décadas.

1.2 EVALUACIÓN DEL RIESGO

En término de riesgos de inundaciones, la localidad de Medina del Campo todavía es propensa a sufrir inundaciones. La extensión de tales inundaciones está muy influenciada por el canal existente. Además, siempre que se espere un desbordamiento con una probabilidad anual menor al 2%, es evidente que las infraestructuras que podrían bloquear el flujo deben ser revisadas y evaluadas. No obstante, una probabilidad de desbordamiento más baja de 2% por año muestra una extensión limitada de inundación, que se espera que sea relativamente poco profunda y a velocidades bajas.

El riesgo de sequía no fue posible caracterizarlo debido a la gran complejidad y la falta de datos sobre tendencias temporales en este sentido. Éste se identifica como un campo en el que es necesario profundizar.

1.3 POTENCIAL DE LAS ESTRATEGIAS NAS PARA REDUCIR EL RIESGO Y ALCANZAR LA SOSTENIBILIDAD

El análisis económico concluyó que la estrategia NAS más eficaz en términos de impactos económicos y co-beneficios sería la estrategia 1, que considera los cambios en los cultivos como la principal solución basada en la naturaleza (SBN). Sin embargo, una combinación de la estrategia 1 y con la estrategia 2 que incluye la recarga de MAR como SBN que benefician a los ecosistemas superficiales a lo largo del río proporcionaría el mayor impacto. Estas medidas requerirían la participación de los agricultores. Éstos son conscientes del valor del acuífero y reconocen su dependencia de las aguas subterráneas para el futuro, pero también expresan que necesitarían apoyo para abordar los costes de implementación y oportunidad de las medidas, en un esfuerzo conjunto entre inversiones públicas y privadas.

Desde una perspectiva social, la implementación de las SBN es un tema complejo cuya efectividad no depende exclusivamente de la capacidad y recursos de los tomadores de decisiones involucrados, sino también del número y calidad de las relaciones entre ellos. La implementación efectiva de las SBN requiere la cooperación entre diferentes tomadores de decisiones y partes interesadas. El diseño e implementación de las SBN debe basarse en procesos participativos inclusivos y equitativos, capaces de garantizar la participación activa de todas las diferentes categorías de partes interesadas y tomadores de decisiones. Las barreras de colaboración deben detectarse y abordarse adecuadamente. Las intervenciones de políticas destinadas a superar estas barreras facilitando las interacciones entre los diferentes tomadores de decisiones y las partes interesadas podrían ser útiles para facilitar la implementación de las SBN y mejorar su eficacia.

En términos biofísicos, la simulación de los efectos sobre los niveles de las aguas subterráneas de los tres escenarios de gestión (NAS 1 y 2 y el escenario tendencial) en tres escenarios climáticos diferentes proporcionó tres conclusiones principales. Primero, en el corto plazo (2050) el efecto tanto del escenario climático como la estrategia de gestión es irrelevante ya que no existe una recuperación significativa de los niveles piezométricos profundos y someros, ni de la superficie de los humedales, con respecto a las condiciones naturales asumidas. Segundo, a largo plazo (2350) la gestión de las aguas subterráneas (al reducir el índice de explotación) tiene un impacto mucho mayor en la recuperación piezométrica que el cambio climático, mediante la recarga modificada del acuífero. Sin embargo, debido a los habituales tiempos de respuesta prolongados de los grandes sistemas acuíferos sedimentarios como el MASMC, el modelo muestra que los efectos de las acciones de gestión de las aguas subterráneas tardan de décadas a siglos en observarse. De hecho, para un Índice de Explotación (IE) de 0,8 (el valor objetivo más optimista), se necesitarían alrededor de 2.025 años para recuperar los niveles piezométricos y las áreas de humedales al estado asumido como natural. Además, asumiendo un IE de 0,0, el tiempo de recuperación sería de hasta 300 años. Sin embargo, el sistema es muy sensible a la gestión, y pequeños cambios en el IE (0,8 a 0,85) modifican significativamente las tasas de recuperación. Por lo tanto, las estrategias propuestas solo ayudarán a mitigar un mayor agotamiento de las aguas subterráneas y una ligera recuperación en el corto-mediano plazo, pero pequeños esfuerzos incrementales pueden tener efectos sustanciales. En cuanto a las medidas específicas, una de las principales conclusiones es que la reducción de la explotación de aguas subterráneas a escala regional es la medida más eficaz para producir una recuperación generalizada

de los niveles de las aguas subterráneas. Por lo tanto, ésta sería la forma más efectiva de aumentar los recursos de agua subterránea disponibles para mitigar los impactos de la sequía. Además, dado que los ríos, humedales y bosques de ribera están vinculados al nivel freático, también es necesario incrementar el agua subterránea almacenada en el acuífero regional para recuperar los servicios ecosistémicos ligados a las aguas subterráneas relacionados con la regulación y mantenimiento de los ecosistemas superficiales de manera sostenible. Además, mejorar la representatividad de las redes de monitoreo es una necesidad primordial para permitir mejores evaluaciones de las tendencias actuales y futuras en la cantidad y calidad del agua subterránea en el MASMC.

La evaluación del impacto potencial de la recarga del acuífero (MAR) no confinado más somero concluyó que podría mejorar en cierta medida las condiciones ribereñas del río Trabancos en el corto plazo. Sin embargo, los impactos simulados en el acuífero profundo son casi imperceptibles a largo plazo. En la década estudiada, el porcentaje de agua recargada que llega al acuífero regional profundo se considera insignificante. Se eleva al 5% en el quinto año y un promedio ponderado del 14% después del año diez. El acuífero superficial retiene el 60% del volumen recargado, pero el 14% regresa al arroyo Vega y el resto se concentra en una franja subterránea a lo largo de su curso. El aumento de los niveles piezométricos del acuífero, aunque estable en el tiempo, es irrelevante más allá de los 500 m del arroyo Vega. La elevación del nivel freático del acuífero poco profundo bajo las lagunas Reales y La Rabiosa es insignificante y permanece 1 m por debajo de sus lechos. Mientras tanto, los resultados de la simulación del efecto de las SBN en el balance hídrico de Medina del Campo a 2050 indican que el cambio de cultivos a cultivos más resistentes a la sequía combinado con la rotación de cultivos y un uso agrícola más eficiente de la tierra es la SBN más eficaz para abordar la escasez de agua en el futuro, además de evitar el agotamiento de los recursos hídricos subterráneos. Esta medida requiere una transformación de la política agrícola, en consonancia con el Pacto Verde de la UE. Un cambio de los subsidios públicos que apoyen el uso de cultivos resistentes a la sequía y tecnologías más eficientes permitirá este cambio de manera efectiva cuando se combine con apoyo técnico y de capacitación. Esta gran transformación muestra resultados prometedores en términos de desarrollo sostenible en la región, impulsando el crecimiento económico y la creación de empleo al tiempo que protege el acuífero y el medio ambiente de la zona.

2. PRINCIPALES LECCIONES APRENDIDAS DEL PROCESO DE EVALUACIÓN

2.1 DESDE EL PUNTO DE VISTA DE MODELIZACIÓN BIOFÍSICA

Los resultados del análisis de percepción e interacción social mostraron que, al mejorar los mecanismos de interacción, facilitar el flujo de información y permitir la colaboración en el desempeño de tareas clave, los marcos problemáticos divergentes aún pueden generar acciones colectivas y, por lo tanto, permitir la implementación de SBNs. La falta de representatividad y precisión de los datos con respecto a capas o profundidades particulares de un acuífero fue un problema importante para obtener información útil del análisis piezométrico de series temporales. El conocimiento fiable de las tendencias piezométricas solo pudo obtenerse después del análisis estadístico (con la prueba de Mann-Kendal) de la serie temporal. Por lo tanto, los datos de las series cronológicas de las aguas subterráneas deben estudiarse con métodos numéricos y, si es posible, variados para proporcionar

una evaluación sólida de la investigación y la gestión de las aguas subterráneas. Desde el punto de vista hidrogeológico, comprender el funcionamiento de los acuíferos a escala regional es esencial para pronosticar el impacto a largo plazo de diferentes acciones / programas de gestión de aguas subterráneas y suelos en la disponibilidad futura de recursos de aguas subterráneas y en las relaciones entre aguas subterráneas y ecosistemas superficiales a escala de acuíferos. Por otro lado, lo local Desde el punto de vista de la modelización hidrogeológica es necesario comprender el efecto de acciones locales como la recarga de acuíferos gestionados (MAR). Se demostró que en sistemas multicapa con acuíferos colgados, la dispersión superficial para la recarga natural no es una acción recomendada para la recuperación de acuíferos profundos debido al fuerte control que ejercen los acuitardos sobre la infiltración. El trabajo realizado permitió el desarrollo de una metodología de modelado original para la representación y estudio de sistemas multicapa con acuíferos colgados. Mientras tanto, la metodología de inversión gravimétrica 3D es una herramienta muy poderosa para caracterizar la geometría de las masas de agua subterráneas. La amplia cobertura de datos gravimétricos en España permite aplicar este método a escala regional.

2.2 DESDE EL PUNTO DE VISTA SOCIAL Y DE PARTICIPACIÓN DE ACTORES

El co-diseño de las estrategias y algunas de las herramientas que involucran a las partes interesadas ha sido fundamental para promover la aceptación y apropiación de los resultados. Por ejemplo, el metamodelo abordó ocho de los nueve requisitos iniciales definidos por las partes interesadas y se ha transferido a la CHD para uso interno. Este proceso colaborativo permitió la conversión de ideas y percepciones que llevaron a la generación de un entendimiento mutuo y común del problema en Medina del Campo, y al desarrollo de una estrategia de implementación ampliamente aceptada y comprometida.

La comunicación abierta y la sensibilización de los agricultores sobre la situación, así como la colaboración entre CHD y todas las partes interesadas en un proceso iterativo para encontrar soluciones adecuadas, permitieron diálogos convergentes. Por lo tanto, estos procesos pueden ayudar a reducir algunas de las barreras para la aceptación y adopción de estrategias propuestas.

3. Recomendaciones y pasos a futuro

Sobre la base de los resultados y conclusiones de la evaluación presentados a lo largo de los diferentes capítulos de este libro y resumidos en las secciones anteriores, los autores proponen una serie de recomendaciones y necesidades específicas con vistas a futuros pasos hacia la implementación de las estrategias propuestas, o medidas individuales.

El metamodelo generado ofrece una gran oportunidad para estructurar el monitoreo en torno a la participación de las partes interesadas. El Modelado Rápido de Sistemas Integrados puede operar como un vehículo para evaluar circunstancias que requieran la adaptación de planes ante circunstancias imprevistas. Además, una provisión abierta y directa de información de alta calidad sobre la evolución de la cantidad y calidad de las aguas subterráneas mejoraría la confianza y la conciencia entre las partes interesadas.

Necesidad de un estudio detallado para la recuperación de las Lagunas Reales. Los numerosos servicios ecosistémicos que proporcionan los humedales nos llevan a proponer que se realice un estudio detallado sobre las posibilidades de recuperación de las Lagunas Reales. Este estudio debe centrarse tanto en el análisis de las vías de recuperación del acuífero y / o la capa de agua en el humedal, como en el estudio del tiempo de supervivencia del humedal antes de su sedimentación.

Necesidad de mejorar la representatividad de las redes de seguimiento de aguas subterráneas. Existe una necesidad imperiosa y urgente de mejorar la representatividad de las redes de seguimiento, así como la duración, densidad espacial y de profundidad, y la calidad de las series de tiempo piezométricas, para permitir una mejor evaluación de las tendencias pasadas, presentes y futuras en los niveles piezométricos y la calidad de las aguas subterráneas.

Recomendaciones para considerar la recarga de MAR. En cuanto a las decisiones sobre la implementación de la recarga, cabe señalar que ésta no tendrá un impacto relevante en el acuífero regional profundo, por lo que no se considera una acción adecuada para su recuperación. El MAR no tendrá ningún impacto en las lagunas conectadas a la masa de agua subterránea, por lo que tampoco es una estrategia adecuada a considerar para su restauración. Un MAR de extensión superficial tendrá un impacto significativo solo en el entorno inmediato del curso de agua (hasta aproximadamente 500 m), siendo este impacto bastante estable estacionalmente. Por tanto, sería una acción positiva para la restauración del ecosistema ribereño en el tramo del cauce recargado. Finalmente, se necesita más investigación sobre la presencia de rutas de flujo preferenciales para mejorar las simulaciones y estimaciones.

Importancia de la información abierta y disponible sobre el estado de las aguas subterráneas. Entre los escenarios de intervención simulados desde una perspectiva social, la política más efectiva para mejorar la cooperación entre diferentes tomadores de decisiones y actores es la que tiene como objetivo mejorar la disponibilidad, confiabilidad y accesibilidad de la información relacionada con el estado de las aguas subterráneas. A largo plazo, esta estrategia de intervención podría tener un doble impacto positivo. Por un lado, podría conducir a un aumento de la conciencia de los agricultores sobre los riesgos y, al hacerlo, ayudar a abrir sus mentes para contemplar un cambio hacia cultivos que requieran menos agua, siempre que estos permitan mantener los rendimientos económicos. Además, una mayor conciencia de los agricultores podría conducir a un proceso de creación de CUAS eficaz, con impactos positivos en la capacidad de la CHD y de los propios agricultores para controlar el uso de agua subterránea. Esto también vendrá muy condicionado por la eficacia del apoyo técnico que se les proporcione para reducir el consumo de agua. Por otro lado, la disponibilidad de información fiable sobre el estado de las aguas subterráneas podría permitir a la CHD mejorar la efectividad del control de la tierra y la gestión de las aguas subterráneas. Esto, a su vez, podría tener un impacto positivo en la percepción de los agricultores sobre el papel de la CHD y, en consecuencia, podría conducir a una mayor aceptación del proceso de gestión de los derechos de agua. Finalmente, de cara a la fase de implementación, la integración del conocimiento y la comunicación son fundamentales.



Apéndice 1

Lista de actores locales participantes

INSTITUCIÓN	TIPO DE ACTOR
ACUAES	EMPRESA DE AGUA
AGRICULTORES AUTÓNOMOS	EMPRESAS AGRÍCOLAS UNIPERSONALES
AGROSEGURO	ASEGURADORA
ASOCIACIÓN CULTURAL ALHONDIGA	ASOCIACIÓN
AVAC: ASOCIACIÓN VALLESOLETANA DE AGRICULTURA DE CONSERVACIÓN	ASOCIACIÓN
AYUNTAMIENTO DE ARÉVALO	GOBIERNO MUNICIPAL
AYUNTAMIENTO DE HORCAJO DE LAS TORRES	GOBIERNO MUNICIPAL
AYUNTAMIENTO DE MEDINA DEL CAMPO	GOBIERNO MUNICIPAL
AYUNTAMIENTO DE PAJARES DE ADAJA	GOBIERNO MUNICIPAL
AYUNTAMIENTO DE RÁGAMA	GOBIERNO MUNICIPAL
AYUNTAMIENTO DE SAN ESTEBAN DE ZAPARDIEL	GOBIERNO MUNICIPAL
AYUNTAMIENTO DE VALLADOLID	GOBIERNO MUNICIPAL
CEGA, CONSULTORÍA, EDUCACIÓN Y GESTIÓN AMBIENTAL	EMPRESA
CIDTA UNIVERSIDAD DE SALAMANCA	UNIVERSIDAD
CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL DUERO	ADMINISTRACIÓN GESTORA DEL AGUA (GOBIERNO NACIONAL)



PROYECTO NAIAD:

LA GESTIÓN SOSTENIBLE DEL ACUÍFERO

DE MEDINA DEL CAMPO,

UNA APUESTA DE FUTURO.

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE DE JCYL	GOBIERNO REGIONAL
CUAS TIERRA DE ZAPARDIEL	ASOCIACIÓN DE REGANTES
CUAS NAVA DE LA ASUNCIÓN	ASOCIACIÓN DE REGANTES
CUAS TIERRA DE OLMEDO	ASOCIACIÓN DE REGANTES
DIPUTACIÓN DE ÁVILA	GOBIERNO REGIONAL
DIR. GRAL. PRODUCCIÓN AGROPECUARIA E INFRAEST. AGRARIAS -JCYL	GOBIERNO REGIONAL
MANCOMUNIDAD DE REGANTES DEL RÍO ADAJA	ASOCIACIÓN DE REGANTES
PROTECCIÓN CIVIL -JCYL	GOBIERNO REGIONAL
SEOBIRDLIFE	ONG
SERVICIO TERRITORIAL DE MEDIO AMBIENTE DE VALLADOLID	GOBIERNO MUNICIPAL
UCCL: UNIÓN DE CAMPESINOS DE CASTILLA Y LEÓN	ASOCIACIÓN
UPA UNIÓN DE PEQUEÑOS AGRICULTORES	ASOCIACIÓN
WWF SPAIN	ONG



Apéndice 2

Lista de actores involucrados en entrevistas individuales y lógica para su selección

INSTITUCIÓN	TIPO DE ACTOR
ACUAES	EMPRESA DE AGUA
AGRICULTORES AUTÓNOMOS	EMPRESAS AGRÍCOLAS UNIPERSONALES
AGROSEGURO	ASEGURADORA
ASOCIACIÓN CULTURAL ALHONDIGA	ASOCIACIÓN
AVAC: ASOCIACIÓN VALLESOLETANA DE AGRICULTURA DE CONSERVACIÓN	ASOCIACIÓN
AYUNTAMIENTO DE ARÉVALO	GOBIERNO MUNICIPAL
AYUNTAMIENTO DE HORCAJO DE LAS TORRES	GOBIERNO MUNICIPAL
AYUNTAMIENTO DE MEDINA DEL CAMPO	GOBIERNO MUNICIPAL
AYUNTAMIENTO DE PAJARES DE ADAJA	GOBIERNO MUNICIPAL
AYUNTAMIENTO DE RÁGAMA	GOBIERNO MUNICIPAL
AYUNTAMIENTO DE SAN ESTEBAN DE ZAPARDIEL	GOBIERNO MUNICIPAL
AYUNTAMIENTO DE VALLADOLID	GOBIERNO MUNICIPAL
CEGA, CONSULTORÍA, EDUCACIÓN Y GESTIÓN AMBIENTAL	EMPRESA
CIDTA UNIVERSIDAD DE SALAMANCA	UNIVERSIDAD

PROYECTO NAIAD:

LA GESTIÓN SOSTENIBLE DEL ACUÍFERO
DE MEDINA DEL CAMPO,
UNA APUESTA DE FUTURO.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL DUERO	ADMINISTRACIÓN GESTORA DEL AGUA (GOBIERNO NACIONAL)
CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE DE JCYL	GOBIERNO REGIONAL
CUAS TIERRA DE ZAPARDIEL	ASOCIACIÓN DE REGANTES
CUAS NAVA DE LA ASUNCIÓN	ASOCIACIÓN DE REGANTES
CUAS TIERRA DE OLMEDO	ASOCIACIÓN DE REGANTES
DIPUTACIÓN DE ÁVILA	GOBIERNO REGIONAL
DIR. GRAL. PRODUCCIÓN AGROPECUARIA E INFRAEST. AGRARIAS -JCYL	GOBIERNO REGIONAL

