

Evaluación de la gestión y gobernanza del agua subterránea

Aplicación a áreas seleccionadas españolas

(EGASE)

Autor:
Emilio Custodio Gimena

GOTHAM is part of the PRIMA Programme supported by the European Union.

CETAQUA
CENTRO TECNOLÓGICO DEL AGUA

GOTHAM

PRIMA
PARTNERSHIP FOR RESEARCH AND INNOVATION IN THE MEDITERRANEAN AREA

Realización

Cetaqua Andalucía-Centro Andaluz de Investigaciones del Agua. Fundación privada. Es una fundación creada en 2014 por Hidralia, la Universidad de Málaga (UMA) y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). El resultado de un modelo único de colaboración público-privada que se ha aplicado posteriormente en otros centros Cetaqua. Entidades que son independientes pero que replican una misma estructura, comparten estrategia y trabajan de forma colaborativa.

Autor del informe

Emilio Custodio Gimena
Correspondiente de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de España
Catedrático emérito. Univ. Politéc. Cat. (UPC). Grupo de Hidrología Subterránea UPC-IDAEA/CSIC
Asociado Inst. Univ. Recursos Nat., iUNAT, Univ. Las Palmas GC, Las Palmas de Gran Canaria

Supervisor del informe

Damián Sánchez García
Cetaqua Andalucía

Coautores (A) y revisores (R) de los capítulos

José Miguel **Andreu** Rodes, profesor titular, Universidad de Alicante. R 1
María del Carmen **Cabrera** Santana, prof. tit., Univ. Las Palmas Gran Canaria. A 11, A 12, R 16
Lucila **Candela** Lledó, prof. tit. jub. Univ. Pol. Cat.; IMDEA-Agua-Madrid. Alacant. R 6, R 8, R 16
África **de la Hera** Portillo, científico titular IGME, Madrid. A 15
Juan María **Fornés** Azcoiti, científico titular, IGME, Madrid. R 4, R 5
Stephen **Foster**. IWA-GWM Chair, IAH-Past President. Based in Oxford and Nerja. R 6, R 16
José Luis **García** Aróstegui, científico titular, IGME, Unidad de Murcia. A 8, R 14
Mireia Iglesias **Carrera**, Cap. Dep. Coord. Hidrogeol. Agència Catalana de l'Aigua. Barcelona. R 7
Jorge **Jódar** Bermúdez, científico titular IGME, Unidad de Zaragoza. R 2, A 10, A 13, A 16
Luis Javier **Lambán** Jiménez, científico titular, IGME, Unidad de Zaragoza. A 13, A 16
Marisol **Manzano** Arellano, profesor titular, Univ. Politécnica de Cartagena, Cartagena. R 8, R 16
Luis **Martínez** Cortina, D.G. Aguas, MINTECO, Madrid. R 5
Sergio **Martos** Rosillo, científico titular IGME, Unidad de Granada. A 10, A 16
Josep **Mas** Pla, profesor titular, Universitat de Girona. ICRA, R 7, R 15
José Manuel **Murillo** Díaz, científico titular IGME. R 4, R 5, R 6, R 14, R 16
Luis-Olavo **Puga** de Miguel, prof. asociado jub. Univ. La Laguna. La Laguna. A 11
Antonio **Pulido** Bosch, prof. jub. Univ. Almería. Prof. adscrito Univ. Granada. R 6, R 9, R 10
Enric **Queralt** i Creus, director CUADLL, Prat de Llobregat, Barcelona. R 6, A 7
Andrés **Sahuquillo** Herráez, Acad. RAC y Acad. Valen. Cat. emérito U. Pol. Valencia. R 6
Mariano **Soto** García, secr. gen., Comunidad Regantes Campo de Cartagena. Cartagena. R 8

Agradecimientos

Se han enviado invitaciones para revisar y complementar los distintos capítulos de este informe a casi cincuenta expertos, de los cuales casi dos tercios han respondido aportando conocimiento o excusando su participación dados otros compromisos o disponibilidad de tiempo durante el verano de 2022. Se agradecen sinceramente todas las respuestas, y en especial las revisiones, algunas de ellas muy oportunas y que han eliminado errores. De esos revisores, aquellos con aportaciones más significativas y que consideran aceptable el conjunto contenido en los respectivos capítulos son coautores de los mismos.

Contribución al proyecto

Este libro se ha realizado en el marco del proyecto europeo "Governance tool for sustainable water resources allocation in the Mediterranean through stakeholder's collaboration" (Proyecto GOTHAM), financiado por el programa PRIMA de la Unión Europea con el número 1922, y constituye, por tanto, un resultado de dicho proyecto.

Cita

EGASE. 2022. Evaluación de la gestión y gobernanza del agua subterránea. Aplicación a áreas seleccionadas españolas [Groundwater management and governance. Application to selected Spanish areas]. Preparado por E. Custodio para Cetaqua Andalucía. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona: 1. ISBN 978-84-9880-432-4.

El Señor le dijo a Moisés: "Tú y Aarón tomen la vara y reúnan a toda la comunidad. En presencia de todo el pueblo, háblale a la roca y de ella brotará agua. De la roca proveerás suficiente agua para satisfacer a toda la comunidad y a sus animales"... Enseguida Moisés levantó su mano y golpeó la roca dos veces con la vara y el agua brotó a chorros. Así que toda la comunidad y sus animales bebieron hasta saciarse (la Biblia, números 20).

Este trabajo, que parte de recopilaciones iniciadas en la década de los ochenta, es un fruto que dimana de las actividades pioneras en España del profesor D. Manuel Ramón Llamas Madurga, tras las primeras experiencias nacidas en Barcelona en lo que entonces se denominaba cuencas del Pirineo Oriental. Gran parte de las ideas se elaboraron desde su cátedra en la Universidad Complutense de Madrid y fueron ampliadas y desarrolladas desde el Observatorio del Agua de la Fundación Botín. Se hizo con el apoyo de excelentes profesionales, que posteriormente han extendido y difundido los conceptos de gestión y gobernanza del agua subterránea y de gestión integrada de los recursos de agua. Sea este trabajo un bien merecido reconocimiento y tributo a la memoria y gran labor del Dr. Ramón Llamas (1932-2021).

Presentación



Las aguas subterráneas constituyen la principal reserva de agua dulce del planeta, tras los glaciares, y son de vital importancia, en especial como fuente de agua potable (el 75% de la población europea depende de ella). Sin embargo, muchos de los acuíferos presentan actualmente problemas de calidad y de cantidad, que ponen en riesgo tanto su uso por el ser humano como su buen estado ambiental. Y ello, a pesar de los grandes avances que se han producido en las últimas décadas en lo que respecta a su gestión y gobernanza, especialmente tras la aprobación en 2000 de la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE), que estableció como principal objetivo de la planificación hidrológica la consecución o, en su caso, el mantenimiento, de un buen estado químico (calidad del agua) y cuantitativo (cantidad de agua), reemplazando el antiguo enfoque basado en la satisfacción de las demandas hídricas existentes. Por otro lado, los escenarios de cambio climático prevén cambios en la disponibilidad de los recursos hídricos que afectarían en mayor medida a las aguas subterráneas dada su mayor vulnerabilidad.

La gobernanza de las aguas subterráneas puede definirse como "el proceso por el que se gestionan las aguas subterráneas mediante la aplicación de elementos como la responsabilidad, participación, disponibilidad de información, transparencia, costumbres y estado de derecho". El modo en que se lleve a cabo esta gobernanza tiene implicaciones directas en el estado de las aguas subterráneas, tanto en lo que respecta a su cantidad como a su calidad. De esta relación nace el proyecto GOTHAM, cuyo objetivo es contribuir a la mejora del estado químico y cuantitativo de los acuíferos, en especial de aquellos sobre los que se desarrolla una agricultura intensiva, mediante el diseño de una nueva herramienta que contribuya a mejorar la gestión y gobernanza de las aguas subterráneas. Esta herramienta, a la que se ha venido a llamar GTool, se ha desarrollado en estrecha colaboración con los usuarios y partes interesadas del acuífero, y cuenta con diversos elementos de análisis como la predicción de los índices de escasez hídrica y sequía, o la identificación de las zonas con mayor potencial para llevar a cabo actuaciones de recarga artificial. La herramienta integra, igualmente, la gobernanza como uno de los pilares fundamentales para alcanzar una gestión sostenible y un buen estado de las aguas subterráneas a largo plazo.

Este libro, resultado de la colaboración entre el doctor Emilio Custodio Gimena y Cetaqua Andalucía, profundiza en el concepto de "gobernanza del agua subterránea" —partiendo del significado del propio término de "gobernanza"—, propone una interesante y completa metodología para evaluar y comparar entre sí la gobernanza en diferentes acuíferos y, finalmente, analiza los modelos de gobernanza de una selección de acuíferos de entre los más paradigmáticos e importantes del territorio español, tanto peninsular como insular. Y todo ello con el buen hacer, el rigor técnico y la dilatada experiencia y conocimientos del Dr. Custodio. Deseamos que la lectura de este texto sea tan placentera para el lector como lo fue su preparación para quienes participamos desde Cetaqua Andalucía.

Resumen



Evaluación de la gestión y gobernanza del agua subterránea. Aplicación a áreas seleccionadas españolas

Tanto la gestión como la gobernanza del agua subterránea tienen especificidades en relación con sus características dinámicas (lenta tasa de renovación, en general), físico-químicas (evapoconcentración, procesos en el suelo y alteración de la roca) y de dispersión y degradación de posibles contaminantes. Al ser parte del único ciclo hidrológico, estas especificidades hacen que el comportamiento de las aguas subterráneas sea diferente del general de las aguas superficiales, pero con las que tienen múltiples interconexiones y existe tanto competencia como complementariedad. Estas diferencias también se encuentran en los aspectos económicos, sociales, normativos, administrativos, e incluso en relación con la ética/moral. Sin embargo, esas diferencias no siempre son tenidas en cuenta ni están en la mente de muchos gestores y tomadores de decisiones en cuanto a los recursos de agua, lo que muchas veces lleva a deficiente gestión y gobernanza. Se presenta una metodología para evaluar cuantitativamente el grado de buena gestión y gobernanza del agua subterránea basado en cuantificar un conjunto de temas, clasificados en aspectos y categorías, en cuanto a conocimiento, administración y socioeconomía. Esto permite comparar diferentes casos reales —en este caso nueve áreas piloto— que representan distintas situaciones españolas características, a distintas escalas y en ámbitos diferentes. La discusión hace referencia principalmente a acuíferos y sistemas acuíferos, con consideración de las correspondientes masas de agua subterránea (MASb) y su estado cuantitativo y químico. Como cualquier otra metodología de valoración, no es posible resumir en una cifra o en unas pocas cifras las grandes variaciones que se encuentran en la compleja realidad, de modo que las comparaciones se han de tomar con precaución y como una orientación, con posibles casos que se desvíen notablemente, en especial en función del tiempo medio de residencia del agua en el acuífero. Si bien no es posible encontrar correlaciones claras entre la valoración de la gestión y la gobernanza con el estado de las MASb, se ponen de relieve aspectos para lograr una mejora de la gestión y gobernanza del agua subterránea, bien sea dentro de la normativa vigente o con posibles modificaciones para adaptarlas más a los fines últimos de respeto al derecho humano al agua y servicio a la sociedad, respetando los principios éticos y morales.

Abstract



Groundwater management and governance. Application to selected spanish areas

Groundwater management and governance have specific properties relative to its dynamics (long renewal time, in general), physico-chemical behaviour (evapoconcentration, processes in the soil and rock alteration), and dispersion and degradation of possible contaminants. Being groundwater part of the only hydrologic cycle, the specific properties lead to a groundwater behaviour different from that of surface water general, although there are many interconnections between them, as well as competence and at the same time complementarity. These differences also appear in the other aspects relative to economy, society, norms, administration and even in relation with water ethics and moral. However, these differences are not always taken into account nor they are in the mind of many managers and decision makers in what refers to water. This often leads to a deficient management and governance. Here, a methodology is presented to evaluate quantitatively the sound groundwater management and governance, giving a score to a set of themes, classified in aspects and categories, relative to knowledge, administration and socio-economics. This allows comparing different case studies – in this case nine pilot areas – representing different Spanish specific cases and corresponding to different scales and diverse environments. The discussion refers mainly to aquifers and aquifer systems, taking into account the corresponding groundwater bodies and their quantitative and chemical status. As in any other evaluation methodology, it is not possible to condense in one or a few numerical figures the complex reality. Consequently, comparisons have to be considered cautiously and as a broad guide, with possible cases that deviate conspicuously, especially in which regards to groundwater average renewal time. It is not possible to find a clear correlation between groundwater management and governance evaluation, with groundwater body's status. However, aspects to improve groundwater management and governance show up, both inside the norms in force and as possible changes in them a for a better adaptation to the ultimate goals of honouring the human right to water and the societal service, and ethical and moral principles as well.

Índice

01 Introducción **13**

1.1. Introducción 13

1.2. Objetivos 14

1.3. Contenido 15

1.4. Definiciones generales 15

1.5. Referencias 19

02 Aspectos básicos de los recursos de agua subterránea **21**

2.1. Consideraciones hidrológicas básicas sobre las aguas subterráneas 21

2.2. Efectos de la explotación del agua subterránea 23

2.3. El agua subterránea en la naturaleza y sus funciones y servicios ecológicos 27

2.4. Calidad del agua subterránea 28

2.5. Aspectos económicos y sociales de las aguas subterráneas 32

2.6. Instituciones de gestión colectiva y comunidades de usuarios de aguas subterráneas 35

2.7. Conocimiento científico como soporte de la gestión y gobernanza del agua subterránea 36

2.8. Sequías y aguas subterráneas 37

2.9. Recursos de agua subterránea y variabilidad climática y global 39

2.10. Referencias 41

03 Aspectos de gestión y socioeconómicos del agua subterránea **45**

3.1. Gestión del agua 45

3.2. Gestión sostenible de los recursos de agua y del agua subterránea 47

3.3. Instrumentos de gestión de las aguas subterráneas 48

3.4. Planes hidrológicos 53

3.5. Uso y asignación de los recursos de agua y de agua subterránea 54

3.6. Comercio y mercados del agua y del agua subterránea 59

3.7. Aspectos legales de las aguas subterráneas 63

3.8. Instituciones de gestión colectiva y comunidades de usuarios de aguas subterráneas 64

3.9. Seguridad hídrica y aguas subterráneas 67

3.10. Ética y moral del uso del agua subterránea 71

3.11. Derecho humano al agua 73

3.12. Referencias 76

04 Gobernanza del agua subterránea 82

4.1. Concepto de gobernanza 82

4.2. Gobernanza del agua 83

4.3. Gobernanza del agua subterránea 90

4.4. Evaluación de la gobernanza del agua y del agua subterránea 98

4.5. Relación Administración del agua-usuarios-interesados 99

4.6. Referencias 101

05 Agua subterránea, gestión y gobernanza en España 104

5.1. El agua subterránea en España 104

5.2. Evolución histórica del conocimiento y la explotación de las aguas subterráneas 105

5.3. Recarga y balances de agua subterránea 108

5.4. Composición y calidad del agua subterránea 109

5.5.Situación legal y administrativa de las aguas subterráneas 111

5.6.Planificación hidrológica y aguas subterráneas 114

5.7.Actuaciones de gestión técnica de las aguas subterráneas 119

5.8.Aspectos económicos, sociales e institucionales 120

5.9. Comercio, transacciones y mercados en la gestión del agua subterránea 121

5.10. Comunidades de usuarios de aguas subterráneas 122

5.11.Gobernanza de las aguas subterráneas y comunidades de usuarios 126

5.12.Referencias 132

06 Evaluación de la gobernanza del agua subterránea en áreas españolas seleccionadas 138

6.1. Introducción y criterios de evaluación 138

6.2. Criterios, aspectos y temas para evaluar 140

6.3. Valoración de los temas 142

6.4. Metodología para la valoración global 142

6.5. Territorio sobre el que se evalúa la gobernanza global 145

6.6. Selección de áreas piloto 145

6.7. Contenido general de cada área seleccionada 147

6.8. Referencias 148

07 Sistema acuífero del Baix Llobregat 149

7.1. Antecedentes y características generales del Baix Llobregat 149

7.2. Estado de la explotación y uso del agua subterránea 153

7.3. Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea 159

7.4. Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos 162

7.5. Agua subterránea en la gestión integrada de los recursos de agua y la seguridad hídrica 163

7.6. Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real 163

7.7. Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y la buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo 167

7.8. Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza 168

7.9. Referencias 169

08 Campo de Cartagena y Mar Menor 173

8.1. Antecedentes y características generales de los acuíferos del Campo de Cartagena y del Mar Menor 173

8.2. Estado de la explotación y uso del agua subterránea 177

8.3. Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea 178

8.4. Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos 179

8.5. Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real 182

8.6. Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y la buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo 186

8.7. Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza 187

8.8. Referencias 187

09 Sistema acuífero de Sierra de Gádor-Campo de Dalías 190

9.1. Antecedentes y características generales del sistema acuífero de Sierra de Gádor-Campo de Dalías 190

9.2. Estado de la explotación y uso del agua subterránea 193

9.3. Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea 194

9.4. Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real 197

9.5. Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y la buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo 201

9.6. Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza 202

9.7. Referencias 202

10 Cuenca del río Bérchules 204

10.0. Características generales de las aguas subterráneas en Sierra Nevada y acequias de careo del río Grande de Bérchules 204

10.1. Antecedentes y características generales de las aguas subterráneas de la cuenca del río Bérchules 206

10.2. Estado de la explotación y uso del agua subterránea 209

10.3. Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea 209

10.4. Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos 210

10.5. Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real 211

10.6. Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y la buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo 215

10.7. Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza 215

10.8. Referencias específicas 216

11 Acuífero insular de Tenerife **218**

11.0. Antecedentes y consideraciones generales sobre el agua subterránea en Canarias 218

11.1. Antecedentes y características generales de Tenerife 233

11.2. Estado de la explotación y uso del agua subterránea 240

11.3. Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea 241

11.4. Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos 244

11.5. Agua subterránea en la gestión integrada de los recursos de agua y la seguridad hídrica 246

11.6. Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real 247

11.7. Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y la buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo 251

11.8.Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza 252

11.9. Referencias 253

12 Acuífero insular de Gran Canaria **256**

12.0. Antecedentes y consideraciones generales comunes sobre Canarias 256

12.1. Antecedentes y características generales de Gran Canaria 256

12.2. Estado de la explotación y uso del agua subterránea 262

12.3.Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea 264

12.4.Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos 266

12.5. Agua subterránea en la gestión integrada de los recursos de agua y la seguridad hídrica 267

12.6.Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real 268

12.7. Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo 273

12.8. Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza 274

12.9. Referencias 274

13 Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido **276**

13.1. Antecedentes y características generales del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido 276

13.2. Estado de la explotación y uso del agua subterránea 280

13.3. Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea 281

13.4. Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos 281

13.5. Agua subterránea en la gestión integrada de los recursos de agua y la seguridad hídrica 282

13.6.Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real 282

13.7. Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo 287

13.8. Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza 287

13.9. Referencias 287

14 Acuíferos del Alto y Medio Vinalopó y su relación con los del Altiplano murciano 289

14.1. Antecedentes y características generales de los acuíferos del Alto y Medio Vinalopó 289

14.2. Estado de la explotación y uso del agua subterránea 294

14.3. Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea 296

14.4. Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos 296

14.5. Agua subterránea en la gestión integrada de los recursos de agua y la seguridad hídrica 297

14.6. Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real 297

14.7. Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo 301

14.8. Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza 302

14.9. Referencias 302

15 Sistema acuífero de Medina del Campo 305

15.1. Antecedentes y características generales de los acuíferos de Medina del Campo 305

15.2. Estado de la explotación y uso del agua subterránea 310

15.3. Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea 310

15.4. Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos 311

15.5. Evaluación de la gestión y gobernanza en contexto real 312

15.6. Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo 316

15.7. Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza 316

15.8. Referencias 317

16 Resultados y conclusiones generales relativas a las aguas subterráneas 319

16.1. Introducción 319

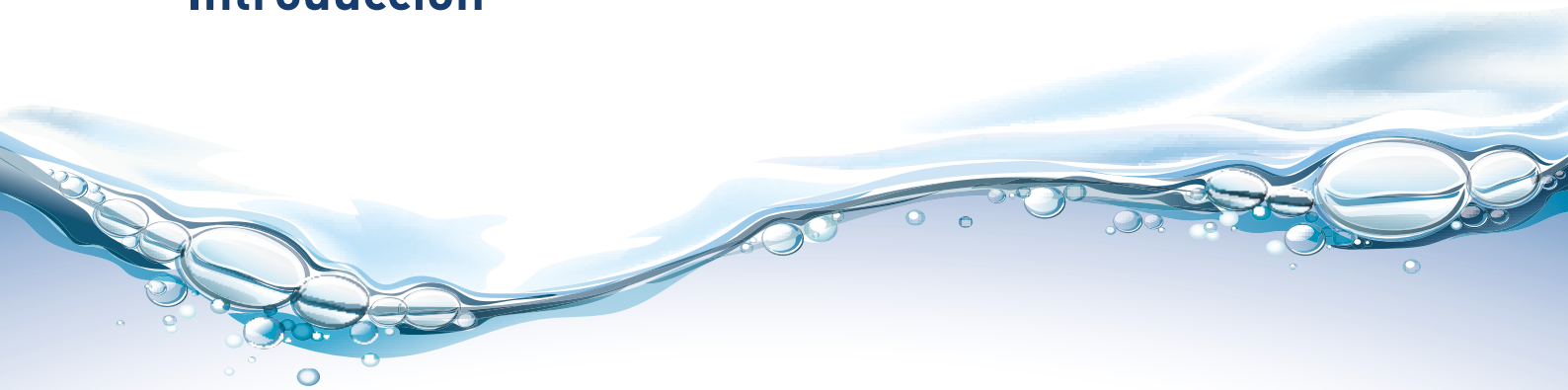
16.2. Síntesis de resultados 319

16.3. Comentarios a la síntesis de resultados 321

16.4. Consideraciones adicionales temáticas 323

01

Introducción



1.1.
Introducción

El gran desarrollo de la explotación de las aguas subterráneas en casi todos los países, y en especial en áreas áridas y semiáridas —que son una parte grande de la España peninsular e insular—, principalmente desde mediados del siglo XX, ha llevado a que se trate no solo de un recurso de agua de gran relevancia, sino también complementario de los otros recursos de agua en sistemas integrados. Esta explotación supone en numerosos casos una seria interferencia con los recursos naturales y los recursos de aguas superficiales, con matices positivos y negativos, a veces un consumo no sustentable a largo plazo de reservas de los acuíferos de lenta o muy lenta renovación y ciertos posibles problemas de calidad asociados a la salinidad, interacción del agua subterránea con las rocas o la actividad humana sobre el territorio, que en parte puede ser debida al propio uso del agua subterránea. La ciencia del agua subterránea —la hidrogeología y la hidrología subterránea— y la tecnología de explotación, protección, observación, integración y gestión se han desarrollado espectacularmente, lo que proporciona herramientas para una adecuada gestión y gobernanza en un marco normativo que sea adecuado. No obstante, dado que la existencia y comportamiento de las aguas subterráneas pasan desapercibidas para gran parte de los humanos y con frecuencia apenas son conocidas —cada vez menos, pero no necesariamente de forma correcta— por los propios administradores, gestores y usuarios, se requiere un esfuerzo especial para que se las considere de forma correcta y efectiva (UNESCO, 2022).

Tanto la gestión como la gobernanza del agua subterránea tienen especificidades en relación con sus características dinámicas (lenta tasa de renovación, en general), físico-químicas (concentración por evapotranspiración y procesos en el suelo y de alteración de la roca) y de dispersión y degradación de posibles contaminantes. Estas especificidades hacen que las aguas subterráneas, al ser parte del mismo ciclo hidrológico, tengan un comportamiento diferente del general de las aguas superficiales. No obstante, hay múltiples interconexiones y en la explotación hay situaciones tanto de competencia como de complementariedad. También estas diferencias aparecen en los aspectos económicos, sociales, normativos y administrativos y en relación con la aplicación de los principios de la ética y la moral.

En la realidad, esas diferencias antes aludidas no siempre son tenidas en cuenta ni están en la mente de muchos gestores y de los que toman decisiones sobre los recursos de agua, lo que muchas veces lleva a una gestión y gobernanza deficientes.

En este trabajo se presenta una metodología para evaluar cuantitativamente el grado de buena gestión y gobernanza del agua subterránea basado en dar valor a un conjunto de temas, clasificados en aspectos y categorías que consideran por separado el conocimiento, la administración y los aspectos socioeconómicos. Esto permite la comparación relativa de diferentes casos reales que representan distintas situaciones españolas características, a distintas escalas y en ámbitos diferentes. Se han seleccionado ocho áreas con buena información, a modo de áreas piloto.

La discusión hace referencia principalmente a acuíferos y sistemas acuíferos, con consideración de las correspondientes masas de agua subterránea (MASb) y su estado cuantitativo y químico.

Como sucede con cualquier metodología de valoración de casos reales, no es posible resumir en una cifra o en unas pocas cifras las grandes variaciones de la compleja realidad, de modo que las comparaciones y deducciones se han de considerar con precaución y como una orientación, no como valores absolutos, teniendo en cuenta la posibilidad de casos que se desvíen notablemente de los comportamientos generales, en especial en función del tiempo medio de residencia del agua en el acuífero o sistema acuífero. Además, en las valoraciones es muy difícil evitar subjetividades y suposiciones cuando falta información.

Si bien no es posible encontrar correlaciones claras entre la valoración de la gestión y la gobernanza con el estado de las MASb, se ponen de relieve aspectos para lograr una mejora de la gestión y gobernanza del agua subterránea, bien sea dentro de la normativa vigente, bien con posibles modificaciones para adaptarlas más a los fines últimos de respeto al derecho humano al agua y servicio a la sociedad, respetando los principios éticos y morales.

1.2. Objetivos

El objetivo del presente trabajo, como se dice en la introducción, es elaborar una metodología para evaluar el grado de estrés hídrico, de gestión y de buena gobernanza del agua subterránea, considerando las situaciones comunes de la parte más árida de la zona peninsular e insular de España y aplicándolas a varios casos bien conocidos, a muy distintas escalas, para determinar su utilidad y hacer una comparación con los resultados de la actual planificación hidrológica española en lo que respecta al estado cuantitativo, químico y global de las MASb, aunque *a priori* es difícil encontrar una correlación dada la complejidad de las MASb. Se elige como referencia territorial preferente el acuífero o sistema acuífero, como entidades mejor definidas hidrogeológicamente.

Este trabajo deriva de las actividades del proyecto GOTHAM, financiado por la convocatoria europea PRIMA MED, cuyo objetivo es desarrollar y validar un instrumento dirigido a los usuarios que permita una gestión eficaz de las aguas subterráneas para mejorar la gestión y preservación de este recurso estratégico en la cuenca del Mediterráneo. La entidad coordinadora del proyecto es Cetaqua Andalucía.

El título del proyecto antes referido es "Governance tool for sustainable water resources allocation in the Mediterranean through stakeholder's collaboration" (proyecto GOTHAM). El título en castellano, por su parte, es "Instrumento de gobernanza para la gestión sostenible de los recursos hídricos en el Mediterráneo mediante la colaboración de los interesados: hacia un cambio de paradigma en la gestión de las aguas subterráneas por parte de los usuarios finales".

El instrumento desarrollado, la herramienta GOTHAM (GTool), utiliza un enfoque metodológico integrado para evaluar el estado actual de una determinada masa de agua subterránea y predecir su estado futuro en función de aspectos como el cálculo de tendencias de contaminantes, la predicción del nivel de las

aguas subterráneas o el potencial de llevar a cabo actuaciones de recarga artificial si no se toma más. Proporciona un marco común para la colaboración y el compromiso de los diferentes usuarios del agua (comunidades agrícolas, municipios y usuarios industriales) y otros interesados pertinentes, como los productores de agua, los operadores de agua y los organismos reguladores.

1.3. Contenido

Este trabajo se estructura en tres partes sin solución de continuidad. En la primera parte (capítulos 1 a 4) se resume lo concerniente a los conceptos de gestión y gobernanza del agua subterránea, acompañado de una presentación sucinta de las características esenciales de las mismas y de los acuíferos y los sistemas acuíferos. La segunda parte (capítulos 5 y 6) presenta el momento en España y la discusión que lleva a la propuesta metodológica. La tercera parte (capítulos 7 a 15) contiene la información básica sobre las áreas piloto y las evaluaciones realizadas. Se acaba con el capítulo 16 de resultados y conclusiones. Puede haber repeticiones al comparar entre sí los diferentes capítulos, pero ello ayuda a que se pueda leer mejor cada capítulo.

La información básica sobre las áreas piloto no pretende ni puede contener la información necesaria para dar una valoración a los distintos temas, pues ello implicaría realizar estudios, entrevistas y encuestas en detalle que habrían requerido un largo tiempo y la dedicación de un equipo de expertos. Lo que se aporta se basa en la información elaborada anteriormente en la serie de *e-books* de libre acceso publicados por la Biblioteca de la Universidad Politécnica de Cataluña (MASE, 2015; SASMIE, 2017; RAEMIA, 2019; HIRAVOL, 2020) y de la información contenida en las memorias y anexos de los planes hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas en que están las áreas piloto, tanto en los aprobados para el ciclo 2015-2021 de planificación como en los de trámite final para el ciclo 2022-2027. Las evaluaciones se completan con el conocimiento experto y con los comentarios y aportaciones de los revisores.

Cada capítulo se ha sometido a revisión voluntaria de expertos y algunos casos de estudio y capítulos tienen coautores cuando estos han aportado conocimiento significativo. Los coautores comparten el contenido del capítulo respectivo, o por lo menos no son contrarios a las ideas generales expresadas, mientras que los revisores no tienen por qué estar de acuerdo con el contenido ni tener reflejados los comentarios aportados.

1.4. Definiciones generales

En relación con la ciencia hidrogeológica y los recursos de agua subterránea se usan distintos términos cuyo significado debe concretarse, ya que no siempre todos los autores los emplean unívocamente. En ocasiones un cierto término tiene distinto significado cuando se emplea en cuestiones administrativas y legales. Por esta razón se aporta una serie de definiciones, que son las que se contemplan en este trabajo. Proceden de Custodio (2021), donde se han considerado distintas fuentes. Los términos **gestión** y **gobernanza**, que son centrales para este trabajo, se definen en los capítulos 3 y 4. Lo que sigue se da en un orden que va desde lo básico a lo más relacionado con los recursos de agua. En otros capítulos, en el lugar oportuno se dan más detalles.

Definiciones hidrológicas e hidrogeológicas

Medio saturado: hace referencia a las formaciones geológicas (terrenos) en que todos los poros, fisuras y cavidades están llenas de agua.

Medio no saturado o **zona vadosa**: hace referencia a las formaciones geológicas (terrenos) en que los poros, fisuras y cavidades contienen aire y agua y donde el agua está sometida a tensión.

Nivel freático: es el límite entre el medio saturado y el no saturado situado encima, descontando el ascenso capilar.

Flujo del agua subterránea: sentido de movimiento y caudal de agua que se mueve a través de una determinada sección de terreno.

Transporte de masa: movimiento de sustancias disueltas en el agua con el flujo del agua subterránea.

Acuífero: formación geológica saturada de agua en que el agua se mueve y puede proporcionar caudales de interés a captaciones. Puede tratarse de un **acuífero libre** o **freático** cuando limita superiormente con el medio no saturado y de un **acuífero cautivo** o **confinado** cuando el techo es una formación saturada de muy pequeña permeabilidad y el agua que está debajo está a presión. Si el techo permite una apreciable entrada y salida de agua a su través, se habla de un **acuífero semiconfinado**.

Acuitardo: difiere del acuífero en que el flujo de agua es muy lento a causa de una muy pequeña permeabilidad, pero que suele tener un almacenamiento notable de agua subterránea que lentamente se intercambia con acuíferos o acuitardos encima o debajo.

Sistema acuífero: conjunto de acuíferos y acuitardos relacionados entre sí que ocupan un determinado territorio con límites hidrológicos o de otra índole bien definidos.

Masa de agua subterránea: porción de territorio definida para la administración del agua de acuerdo con la Directiva Marco del Agua europea y que puede abarcar parte de un acuífero, todo un acuífero o varios acuíferos. Puede coincidir con un sistema acuífero, pero con frecuencia no lo hace. Puede no ser una referencia hidrogeológica de utilidad y solo es útil a efectos administrativos.

Cantidad de agua: hace referencia a un volumen (reserva) o a un caudal total o que pasa por una determinada sección (flujo).

Calidad del agua: hace referencia a la adecuación de los solutos que contiene (las aguas subterráneas no transportan normalmente materia en suspensión) a los usos potables, de riego u otros a los que se destina el agua.

Composición del agua: hace referencia al contenido y concentraciones de las especies químicas que contiene en forma iónica o molecular y también a la composición isotópica.

Definiciones relativas a los recursos de agua

Uso del agua: agua que se destina a una determinada actividad o proceso. Cabe distinguir entre uso total (incluye el agua que se pierde en el almacenamiento y transporte hasta el lugar de uso) y uso neto, que es el agua que se aplica directamente a una acción o proceso.

Consumo de agua (**uso consuntivo**): agua que se usa y no vuelve al sistema, independientemente de la calidad y momento. Es agua que se evapora, va al mar, se vierte a un río o canal aguas abajo del último punto de captación o se infiltra en un acuífero que no tiene uso. La diferencia entre uso y consumo es que el agua que parte del agua usada se puede utilizar de nuevo, aunque tenga problemas tratables de salinidad y calidad.

Demanda de agua: es lo que un determinado usuario desea bajo unos determinados costes y circunstancias. Según el artículo 3 del Reglamento de Planificación Hidrológica (RPH, 2007), la demanda de agua se define como: "El volumen de agua, en cantidad y calidad, que los usuarios están dispuestos a adquirir para satisfacer un determinado objetivo de producción o consumo; este volumen será función de factores como el precio de los servicios, el nivel de renta, el tipo de actividad, la tecnología u otros". Los valores por habitante o por unidad de superficie, en cierto periodo de tiempo, se llama dotación, que puede referirse a uso total o neto.

Retorno o **rechazo:** se refiere al agua aplicada no consumida que puede ser usada de nuevo tomándola del medio hídrico superficial o subterráneo. La parte mayor suelen ser los retornos de riego agrícolas.

Recarga: caudal total o por unidad de superficie que entra por la superficie freática en la zona saturada procedente de la superficie o transferida de otras áreas en el caso de acuíferos confinados. Cabe distinguir entre **recarga difusa**, principalmente debida a la precipitación y en su caso a los retornos de riego, y **concentrada,** cuando el agua llega por una superficie pequeña, como en la infiltración del agua de ríos, canales y torrentes. La **infiltración** es diferente y es el agua que penetra por la superficie en el terreno, con una parte que se evapora o evapotranspira o vuelve a la superficie como escorrentía hipodérmica. El agua que sale del suelo y desciende hacia el nivel freático por el medio no saturado es la **recarga en tránsito** o **percolación**.

Descarga de agua subterránea: es la salida de agua de un acuífero por manantiales, caudal de base de los ríos, alimentación a lagunas o humedales o extraída por la acción humana mediante pozos y drenes. Solo en casos de niveles freáticos someros se produce una descarga significativa directa por evaporación y evapotranspiración.

Recurso de agua subterránea: se refiere a un caudal. Tiene distinto significado bajo un punto de vista hidrogeológico —que es el que se aplica aquí— que bajo el punto de vista de la administración del agua española. Los **recursos totales** de agua subterránea son la entrada total de agua a un determinado acuífero o sistema acuífero. Son la suma de la recarga y el agua transferida desde acuíferos, acuitardos y cuerpos de agua superpuestos y laterales, descontando lo que puede ser movimiento interno de agua que entra y sale (descarga). Los **recursos disponibles** de agua subterránea son el valor total menos los caudales que hay que conservar legal o administrativamente para mantener determinados valores de caudales de manantiales y ríos, nivel de lagos y lagunas, superficie de humedales, áreas de nivel freático somero y descarga al mar para limitar la intrusión marina y ciertas condiciones ecológicas en las aguas marinas costeras. Los recursos disponibles a agua subterránea dependen de las regulaciones legales y administrativas y también del estado y distribución de la explotación del acuífero en cuanto esta afecta a la recarga y descarga (Custodio *et al.*, 2017b; RAEMIA, 2019).

Reservas de agua subterránea o **almacenamiento**: es el volumen de agua en el sistema acuífero, incluyendo los acuitardos. Puede hacer referencia al agua total o solo a la parte que es agua dulce. Depende de la porosidad drenable y de la profundidad del límite inferior de lo que se considera acuífero.

Agua subterránea renovable: es el agua en un sistema acuífero que tiene un tiempo medio de residencia corto, de pocas décadas. Los recursos de agua subterránea renovable suelen coincidir con los recursos de agua subterránea. El tiempo (medio) de renovación es el cociente entre el almacenamiento y la recarga. Está muy relacionado con el tiempo medio de residencia y el tiempo medio de tránsito (RAEMIA, 2019).

Explotación del agua subterránea: es el hecho de captar agua subterránea y llevarla a la superficie, por gravedad (galerías, túneles y drenes) o por bombeo (pozos y sondeos). La explotación es intensiva

cuando supone un caudal que produce efectos importantes en el funcionamiento del sistema acuífero, incluyendo la recarga. Se traduce en descensos piezométricos, que en acuíferos freáticos suponen una disminución de las reservas (Custodio, 2012). Se produce **minería** del agua subterránea cuando la explotación supera a la recarga de forma permanente en media y se van reduciendo progresivamente las reservas (MASE, 2015; Foster, 1993; Foster y Loucks, 2011; Konikow y Leake, 2014). En la práctica, se considera que hay minería del agua cuando las reservas totales o de agua dulce consumidas requieren décadas para su recuperación tras el cese de la explotación del agua subterránea (MASE, 2015; Custodio *et al.*, 2017a), por ejemplo, una o dos generaciones humanas.

Se usa la designación "sobrexplotación del agua subterránea" para resaltar, expresa o tácitamente, los aspectos negativos que se derivan, sin aludir a los aspectos positivos (Custodio, 2002). Aunque es un término que figura en la Ley de Aguas española de 1985 y sus reglamentos, su uso debería limitarse o suprimirse por ser algo poco definido, aunque sea cómodo su uso coloquial.

Definiciones relativas a los aspectos socioeconómicos y administrativos del agua

Interesado (término anglosajón, *stakeholder*): es más que el **usuario** (*user*) y que el que extrae el agua subterránea (**captador, extractor**). Interesado es cualquier persona o entidad que tenga relación con la extracción, efectos y consecuencias directas e indirectas del agua subterránea. Normalmente se considera que el interés es en tiempos coincidentes o próximos a la acción, pero en el caso de acuíferos de lenta renovación comprende también tiempos futuros, aunque su representación es difícil. En muchos casos el medioambiente se considera por separado, pero en otros se puede estimar que es un interesado más, representado por entidades reconocidas o por la sociedad civil.

Actuante (término anglosajón, *actor*, con preferencia a actor): hace referencia a personas o entidades que actúan en un proceso y lo conforman.

Acción política (o simplemente **política,** si no da lugar a confusión [término anglosajón, *policy*]): expresa un programa de acción y unas normas de conducta de las entidades.

Escasez (física) de agua: en general hace referencia a la cantidad de agua y al momento en que se necesita, pero los aspectos de calidad son también importantes y lo serán cada vez más. No es un concepto absoluto, sino relativo a la demanda real o potencial de agua en un cierto lugar para cubrir las actividades vitales, sanitarias, económicas, sociales y recreativas humanas, así como la disponibilidad de recursos de agua que reúnan las debidas condiciones de cantidad, calidad, lugar y tiempo. Además de escasez física de agua, cabe hablar de escasez económica, política e institucional (Jarvis, 2013). La escasez es algo local, no regional, y con frecuencia no permanente.

Sequía: fenómeno natural no predecible que se produce principalmente por una precipitación menor que la media durante algunos años (sequía meteorológica) que da lugar a un descenso significativo en los recursos hídricos disponibles. Se habla a veces de sequía de agua subterránea cuando la profundización de los niveles del agua crea problemas a las personas y al medioambiente. Durante una sequía puede haber estaciones y años intercalados en los que se supera la precipitación media del lugar y que incluso sean húmedos.

Derecho al agua o derecho humano al agua: es uno de los derechos básicos de cualquier ser humano establecidos por Naciones Unidas. Se basa en que el agua es necesaria para la vida y además para la dignidad, salud y actividad de cualquier ser humano. Es un derecho que hay que proveerlo y ello supone un esfuerzo humano y material que la vida y la naturaleza no proporcionan directamente. Por lo tanto,

su pleno ejercicio no siempre es posible y requiere contraprestaciones de los perceptores del derecho o de las instituciones que los acogen.

Sostenibilidad o sustentatividad del uso del agua y del agua subterránea: el uso de un recurso natural —del agua y del agua subterránea en particular— es sostenible (sustentable) cuando se puede utilizar permanentemente el mismo o tras sustituciones planificadas que permitan mantener el servicio o aportación en el futuro. La sostenibilidad del uso de un recurso va íntimamente ligada a la sostenibilidad del medioambiente y valores sociales en relación. Esta designación contiene imprecisiones en su definición, como todo vocablo cuyo uso se generaliza y acaba aplicándose a múltiples cosas (Llamas *et al.*, 2007).

1.5. Referencias

Custodio, E. (2002). Aquifer overexploitation, what does it mean? *Hydrogeology Journal*, *10*(2): 254-277.

Custodio, E. (2012). Intensive groundwater development: a water cycle transformation, a social revolution, a management challenge. En: L. Martínez-Cortina, A. Garrido, E. López-Gunn (eds.), *Rethinking water and food security*. CRC Press: 259-298.

Custodio. E., Albiac, J., Cermerón, M., Hernández, M., Llamas, M. R. y Sahuquillo, A. (2017a). Groundwater mining: benefits, problems and consequences in Spain. *Sustainable Water Resources Management*. https://doi.org/10.1007/s40899-017-0099-2

Custodio, E., Sahuquillo, A. y Albiac, J. (2017b). Sustainability of intensive groundwater development: experience in Spain. *Sustainable Water Resources Management*. https://doi.org/10.1007/s40899-017-0105-8

Custodio, E. (2021). Concepts on groundwater resources. *Boletín Geológico y Minero*, *132*(1-2): 141-146.

Foster, S. S. D. (1993). Unsustainable development and irrational exploitation of groundwater resources in developing nations: an overview. En: *Aquifer Overexploitation. International Association of Hydrogeologists*, selected papers 3, Heise: 385-402.

Foster, S. S. D. y Loucks, D. P. (eds.) (2011). Non-renewable groundwater resources: a guide book on socially-sustainable management for water-policy makers. IHP-VI Series in Groundwater 10, UNESCO/IAH/GW–State Word Bank: 1-103.

HIRAVOL (2020). Hidrogeología y recursos de agua subterránea en formaciones e islas volcánicas. Editado por E. Custodio para UPC-SUEZ-CETAQUA. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona: 1-1017. http://hdl.handle.net/2117/347150

Jarvis, W. T. (2013). Water scarcity: moving beyond indexes to innovative solutions. *Ground Water, 51*(5): 663-669.

Konikow, L. F. y Leake, S. A. (2014). Depletion and capture: revisiting the source of water derived from wells. Ground Water, 52(1): 100-111.

Llamas, M. R., Martínez-Santos, P. y De la Hera, A. (2007). The manifold dimensions of groundwater sustainability. En: S. Ragone, A. de la Hera, G. Bergkamp, N. Hernández-Mora y J. McKay (ed.). The Global Importance of Groundwater in the 21th Century. Proc. Intern. Symposium on Groundwater Sustainability. Alicante. UICN: 105-116.

MASE (2015). Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: Minería del Agua Subterránea en España. Preparado por E. Custodio para UPC y AQUALOGY-Cetaqua. Barcelona: 1-730. http://hdl.handle.net/2117/111272

RAEMIA (2019). Recarga natural a los acuíferos, metodología y soporte de la isotopía del agua. Aplicación a la planificación hidrológica y conocimiento de las aguas subterráneas en España. Preparado por E. Custodio para UPC y Suez-Cetaqua. Barcelona: 1-1206. http://hdl.handle.net/2117/182282

RPH (2007). Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica. *Boletín Oficial del Estado, 162*, de 7/7/2007.

SASMIE (2017). Salinización de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles. Editado por E. Custodio para UPC y Suez Solutions-CETAQUA, Barcelona. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona: 1-852. http://hdl.handle.net/2117/111515

UNESCO (2022). Groundwater. Making the invisible visible. *The United Nations World Water Development Report 2022*. UNESCO, París: 1-225.

02

Aspectos básicos de los recursos de **agua subterránea**



2.1.
Consideraciones hidrológicas básicas sobre las aguas subterráneas

El ciclo hidrológico contiene las relaciones hidrodinámicas entre los diferentes almacenamientos de agua en la Tierra (Custodio y Llamas, 1976/1983) y explica el origen de los diferentes flujos (RAEMIA, 2019). El reconocimiento y cuantificación del ciclo hidrológico es el fundamento de la ciencia del agua en la naturaleza (hidrología), que valora las relaciones entre los diferentes componentes y los recursos de agua. Una parte importante del ciclo hidrológico son las aguas subterráneas, que se estudian en las ramas científicas denominadas **hidrología subterránea** e **hidrogeología**.

En sentido amplio, se considera **agua subterránea** al agua que se encuentra en los poros, grietas, fisuras y cavidades que existen en el terreno. En general hace referencia al agua libre, que es aquella que no está ligada químicamente y que puede fluir cuando se la somete a un gradiente de potencial hidráulico. Cuando en los poros coexisten agua y aire se está en el medio no saturado, en el que ambos fluidos pueden desplazarse —el agua como agua líquida o como vapor— y donde actúan esfuerzos debidos a la tensión capilar. Por debajo de cierta profundidad, en los poros solo hay agua —medio saturado—, y el agua líquida es lo que se denomina estrictamente agua subterránea.

En primera aproximación, el límite superior de la zona saturada es el **nivel freático**, que separa el medio saturado del medio no saturado o zona vadosa que está encima.

En una determinada posición, a una cierta altitud respecto a una referencia —por ejemplo, el nivel medio del mar local— el agua subterránea está sometida a una determinada presión. La altitud del punto más la columna de agua con la densidad local que equilibra la presión es el nivel piezométrico. La energía potencial del agua subterránea está expresada por el nivel piezométrico, ya que en la gran mayoría de las situaciones comunes la velocidad del agua subterránea apenas influye, puesto que es muy pequeña, de unos pocos metros por día (del orden de m/d) y frecuentemente del orden de cm/d o menos. La excepción son los terrenos saturados con cavidades de disolución (formaciones kársticas) o con fracturas abiertas, en las que el agua puede moverse mucho más rápidamente y donde el término de velocidad del potencial hidráulico puede no ser despreciable.

Las variaciones del potencial hidráulico, naturales o por acción humana, hacen que el agua subterránea se mueva desde los lugares de mayor nivel piezométrico a los que lo tienen menor.

Los terrenos o formaciones geológicas por los que el agua subterránea puede fluir sensiblemente se designan **acuíferos** y aquellos en que el movimiento es muy lento, aunque existe, se denominan **acuitardos**. Ambos conducen y contienen agua subterránea.

Un sistema acuífero es un conjunto diferenciado dentro de un territorio, con límites definidos y que contiene acuíferos y acuitardos, además de formaciones geológicas que a efectos prácticos no contienen agua subterránea o que la contienen en poros cerrados o tan pequeños que se la puede considerar como inmóvil en la práctica (acuícludos). La disposición de los acuíferos y acuitardos es tridimensional y responde a la complejidad geológica y sus detalles. El flujo del agua también es tridimensional, por un medio heterogéneo y anisótropo.

Los **sistemas acuíferos** reciben recarga en unas partes del territorio, la transmiten y la descargan en otros lugares, con un régimen que puede ser muy distinto al de descarga, que varía de forma amortiguada y diferida. La descarga origina manantiales, incrementa el caudal de los ríos y aporta agua a lagos, humedales y criptohumedales. Se puede intercambiar agua con otros acuíferos laterales o en la misma posición geográfica (encima o debajo) que el sistema acuífero considerado.

Para caracterizar el flujo (caudal) del agua subterránea en un acuífero o sistema acuífero hay que conocer el valor medio y el coeficiente de variación de la **recarga** y del **tiempo de renovación** o de tránsito del agua. La recarga difusa, extendida sobre el territorio, depende de la climatología, tipo de suelo y vegetación. Se produce recarga concentrada cuando se dan las circunstancias adecuadas. El tiempo de renovación depende además del tamaño del sistema y de su porosidad.

La posición del nivel freático respecto a la superficie del terreno juega un importante papel en la posibilidad de que haya recarga. Cuando el nivel freático está a la altura de la superficie del terreno, parte o toda el agua que se infiltra en el suelo es rechazada y no se puede producir infiltración de agua superficial. La posición del nivel freático varía a lo largo del tiempo y puede ser muy modificada por la explotación de las aguas subterráneas, de modo que no es una característica del acuífero o sistema acuífero, como erróneamente se suele admitir, sino una variable que depende del momento y estado de explotación, además de la topografía, meteorología, tipo de suelo y acciones humanas sobre el sistema acuífero.

Por debajo de una cierta profundidad el agua subterránea no se evapora sensiblemente y por debajo de la profundidad radical (de las raíces) no se produce evapotranspiración. De otro modo, la recarga neta es menor que la que sale del suelo hacia el nivel freático.

La velocidad de cambio en un acuífero ante modificaciones naturales o artificiales de la situación hidrodinámica depende del tamaño, de la porosidad o de la elasticidad del medio, según los casos, y del producto del espesor saturado por la permeabilidad del medio (transmisividad).

El agua subterránea contiene sustancias disueltas, en su mayoría en forma iónica. La **composición química** depende de múltiples factores, principalmente los iones disueltos en la precipitación y la parte soluble de la deposición seca atmosférica, en cuanto a la recarga difusa. El agua de infiltración difusa se evapoconcentra en el suelo, en función del clima y tipo de suelo, con factores altos en climas secos. Otra parte del contenido disuelto procede de la alteración de los minerales del terreno por acción del CO_2 edáfico, el lixiviado de posibles sales solubles del terreno (como en terrenos con yesos o con antiguos salares), la incorporación de aguas salinas (agua del mar actual o relicta) y un conjunto complejo de reacciones hidroquímicas, además de aportes artificiales, como los fertilizantes que se aplican en los

terrenos de cultivo, o sales contenidas en el polvo que genera la actividad humana. La recarga concentrada en cauces o superficies en que se concentra la escorrentía superficial sufre menores modificaciones químicas.

Las sustancias disueltas determinan la **calidad** del agua subterránea para el uso a la que se destina. Además de los aspectos de calidad en relación con la salinidad, están los de la presencia de determinados solutos inconvenientes, nocivos o tóxicos para la vida humana y animal, como los iones del Fe, Mn, As, F, B, etc. Los problemas de contaminación por causas antrópicas son muy diversos (Custodio, 2013).

Los aspectos de cantidad suelen dominar la atención en áreas áridas, pero los de calidad son tanto o más importantes y cada vez lo serán más, ya que los métodos de gestión de la cantidad no necesariamente mejoran la calidad y a veces tienen un efecto contrario.

El agua libre en el terreno está en los acuíferos y en los acuitardos. Este volumen es generalmente muy superior al volumen anual de recarga o descarga, al contrario de lo que sucede en los ríos. Esta propiedad hace que las aguas superficiales y las aguas subterráneas se comporten de forma diferente, por lo tanto, han de ser tratadas de forma distinta. Diferente puede guardar relación con complementario. Esto influye en la gestión y la gobernanza del agua.

2.2.
Efectos de la explotación del agua subterránea

El ciclo hidrológico se mantuvo poco alterado hasta la primera mitad del siglo XX, pero a partir de entonces se produjeron cambios sustanciales del estado natural tras la construcción de muchos de los embalses de superficie, y a partir de mediados del mismo siglo XX, tras la utilización intensiva de las aguas subterráneas (Custodio, 2002). El grado actual de modificación es muy notable y afecta a las funciones y servicios ecológicos, conlleva un importante consumo energético (MASE, 2015) y en los acuíferos costeros causa intrusión marina (SASMIE, 2017).

Toda extracción de agua subterránea supone un descenso de niveles piezométricos para que el agua fluya hacia la captación. Cuando este descenso se traduce en la posición del nivel freático, se produce una significativa reducción del agua almacenada en el acuífero. Al principio de una explotación el agua extraída proviene de ese almacenamiento, pero a continuación se va produciendo un aporte creciente de agua procedente de la recarga. Esta agua deja de estar disponible en las descargas naturales o artificiales que existían previamente (Custodio, 2002; Konikow y Leake, 2014), las cuales se reducen progresivamente hasta que se alcanza un nuevo equilibrio si las otras condiciones se mantienen estables (figura 2.1). Pero este equilibrio solo se puede alcanzar si la extracción que se realiza es menor que la recarga. De otro modo se consumen reservas de agua progresivamente hasta su agotamiento práctico, o hasta que la extracción ya no puede continuar por razones físicas, de calidad o económicas.

En la realidad hay muchas posibilidades, desde reajustes rápidos en semanas o meses hasta evoluciones a lo largo de decenas de años e incluso milenios, en función del tamaño del sistema acuífero y de sus características hidráulicas (hidrogeológicas). Depende de la complejidad del acuífero o sistema acuífero y de sus parámetros hidráulicos.

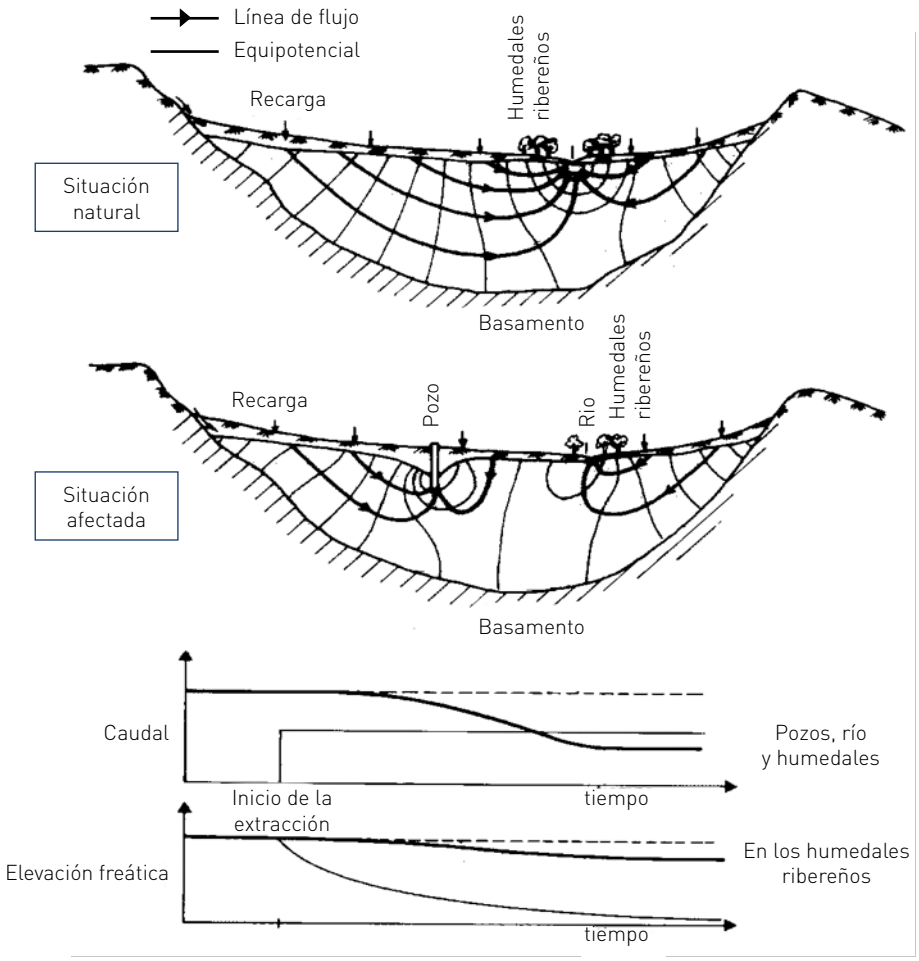


Figura 2.1. Representación simplificada de los efectos de la explotación de agua subterránea en un acuífero sencillo y homogéneo, con recarga difusa (distribuida) y descarga en un río como caudal de base y en humedales ribereños (Custodio, 2002)

En estado natural toda la recarga alimenta el caudal de base del río y las necesidades de un bosque de ribera. La explotación a caudales menores que los de recarga acaba por producir un nuevo equilibrio en que los niveles freáticos han descendido, ha aumentado el coste de extraer el agua, los caudales de base del río han decrecido y se ha reducido la superficie de bosque de ribera, como muestran los gráficos inferiores. Tras el comienzo de la extracción se inicia una evolución transitoria, con descenso de niveles freáticos y disminución del caudal de descarga y de la extensión de los humedales. En el supuesto de que la extracción sea menor que la recarga, la escala de tiempo viene dada por un tiempo de estabilización $t \approx L^2S/T$; L = dimensión; S = coeficiente de almacenamiento del acuífero; T = transmisividad hidráulica. El valor t varía desde semanas a meses en acuíferos pequeños con pequeña S y muy transmisores hasta siglos en grandes acuíferos con alta S y pocos transmisores.

En el supuesto de que la extracción sea menor que la recarga, los descensos necesarios asociados pueden ser desde centímetros a cientos de metros, a lo largo de semanas o de milenios. Estos descensos, que son descensos dinámicos, son inevitables y responden al comportamiento hidráulico natural. Pueden estar asociados tanto a pequeñas como a grandes reducciones del volumen de agua almacenada en

el acuífero. Tras el cese de la explotación, las reservas dinámicas consumidas se reponen a partir de la recarga que pueda existir, pero con la misma o mayor lentitud con la que se consumieron.

Los resultados de una explotación de agua subterránea son primariamente descensos de niveles piezométricos, que se traducen en disminución de la descarga en manantiales y a los ríos como caudal de base y en la transferencia a la atmósfera como evaporación en humedales y áreas de vegetación freatofítica, además de las afecciones a otras captaciones de agua subterránea. Las manifestaciones naturales son esenciales a los seres humanos y al medioambiente y sus servicios ecológicos.

Siguiendo las definiciones comunes en hidrología, la parte renovable del ciclo del agua se considera como **recurso** de agua, pero solo una parte de ese recurso es agua disponible para usos humanos directos. La cuantificación de los recursos disponibles depende de factores de calidad, económicos, ambientales, sociales, políticos y éticos, de modo que no es únicamente el resultado de consideraciones científico-tecnológicas, aunque la ciencia proporciona los métodos de estimación para cuantificarlos y gestionarlos una vez que las condiciones de otra índole han sido fijadas o acordadas (Custodio y Dolz, 2016).

Los recursos de agua subterránea van asociados a un volumen de reservas, que en general es mucho mayor que el volumen de renovación anual. Esto permite una notable estabilidad frente a las variaciones climáticas y de la demanda de agua, lo que facilita que se pueda cubrir el abastecimiento, las necesidades de riego y la atención a los derechos de agua poblacionales sin grandes infraestructuras asociadas. Pero, por otro lado, hace que las perturbaciones que se producen en un momento determinado, por ejemplo, por incremento de extracciones o por acceso a un nuevo recurso de agua o por una importante alteración territorial, muestren sus efectos de forma diferida y sin que en las etapas iniciales se produzcan efectos fácilmente observables. Esta lenta respuesta, la difícil apreciación en los primeros tiempos de que se están produciendo cambios con tendencia y la falta de observaciones apropiadas producen una falsa sensación de seguridad a los gestores del agua y a la población en general. En realidad, se traslada el efecto de las perturbaciones al futuro, con un retraso desde años a muchas décadas, según el tamaño y características de cada sistema acuífero.

Cabe definir varios conceptos relativos a la explotación del agua subterránea (Collin y Margat, 1993; Margat, 1992, 1993; Custodio, 2002, 2010; Custodio *et al.*, 2009; Foster, 1993; Hernández-Mora *et al.*, 2001; Martínez-Cortina *et al.*, 2011; Llamas y Custodio, 2003):

- **Explotación intensiva**: es la situación en la que se extrae una fracción importante de la recarga posible. Va acompañada de cambios considerables en el flujo del agua subterránea en el sistema acuífero y de las relaciones entre sus diversas partes y con las aguas superficiales. Se suele caracterizar por descensos significativos de los niveles piezométricos, que pueden progresar con el tiempo, a veces dilatado, y además comporta cambios en la calidad del agua extraída. Suele haber importantes interferencias entre captaciones y las descargas naturales del sistema acuífero. Se trata de una situación cuantificable, pero no se cualifica su bondad (efectos positivos) o daños (costes o efectos negativos).
- **Reservas de agua subterránea**: es la cantidad de agua contenida en un acuífero o sistema acuífero, total o hasta una cierta profundidad. Resulta de considerar los diferentes volúmenes de terreno multiplicados por su porosidad. No toda esa agua es extraíble ya que una parte, que puede ser importante, está retenida capilarmente, de modo que en vez de multiplicar el volumen de terreno saturado por la porosidad total (reservas brutas) hay que multiplicarlo por la porosidad drenable (también llamada porosidad eficaz) para obtener las reservas drenables (o movilizables). El concepto admite nuevas matizaciones según se considere de forma diferente la parte que se puede extraer rápidamente de la que requiere un largo tiempo de drenaje, o según se distinga entre agua dulce, salobre y salina.
- **Recursos renovables**: coinciden aproximadamente con la recarga al sistema acuífero o a una parte del mismo. Cuando el sistema acuífero está principalmente recargado por infiltración de la precipitación,

los cambios de la recarga con la explotación son en general pequeños, pero pueden ser muy grandes cuando los acuíferos están conectados con aguas superficiales. En este caso, la recarga puede depender de la explotación y de la ubicación de las captaciones y, por lo tanto, no es un valor fijo. La valoración de la recarga requiere definir claramente las circunstancias en que se produce. Existe una recarga total, la que entra en el sistema acuífero procedente del exterior (precipitación, infiltración de aguas superficiales), y una recarga neta, que resulta de restar a la recarga total la que vuelve a la atmósfera por extracción por freatofitas o por evaporación directa en el caso de niveles freáticos muy someros. Al descender los niveles freáticos a causa de la explotación, la recarga neta tiende a la recarga total y aumentan los recursos renovables, pero a costa de un cambio ambiental. También un acuífero puede intercambiar agua con los acuitardos y otros acuíferos del sistema acuífero o intercambiar agua con otros sistemas, en función de cómo se hayan definido los acuíferos o el sistema acuífero y sus límites. Así, los **recursos renovables dependen del estado de explotación** del acuífero que se considera. Este resultado es de gran importancia para la planificación hidrológica y para la gestión del agua subterránea.

- **Recursos explotables**: son aquellos que pueden ser extraídos con afecciones asumibles. Esto supone decidir lo que es asumible, en función no solo de los efectos sobre otras captaciones de agua subterránea, sino también sobre otras descargas naturales y en relación con el medioambiente y sus servicios ecológicos. No se trata de un valor determinado y calculable unívocamente, sino que depende de lo que se considere asumible o de lo que se quiera conservar. Es el resultado de decisiones externas a la hidráulica de las aguas subterráneas. No se decide por razones científicas y técnicas, sino que es resultado de condicionamientos y decisiones sociales y políticas. Esto tiene gran relevancia para la gobernanza del agua subterránea.
- **Minería del agua subterránea o consumo continuado de reservas de agua subterránea**: es una situación de explotación intensiva en la que a largo plazo la extracción supera a la recarga y, por lo tanto, hay un consumo mantenido de reservas de agua subterránea y un descenso continuado de niveles piezométricos, acompañado de un descenso de los niveles freáticos y en ocasiones de un deterioro de la calidad del agua. La minería del agua subterránea estricta, es decir, cuando toda el agua extraída procede de las reservas del acuífero, es relativamente poco frecuente, aunque se da en áreas áridas y en acuíferos bien confinados. Una situación más común es aquella en la que la extracción de agua subterránea supera claramente a la recarga, pero con una recarga aún significativa, de modo que si cesase la explotación se podría producir una recuperación lenta de la reserva. La minería del agua subterránea admite una interpretación bajo el punto de vista de la salinidad del agua cuando se produce un consumo continuado de agua dulce que no se repone (minería estricta) o que se sustituye por aguas salinas continentales o marinas, y matizable, según que las aguas salobres no sean utilizables directamente, o para que lo sean se requiere la mezcla con otras aguas dulces o un proceso costoso de reducción de la salinidad (desalobración).

Tanto la explotación intensiva de acuíferos como la minería del agua subterránea tienen efectos positivos (beneficios) y negativos (costes), directos e indirectos y otros no medibles e intangibles. Los efectos económicos directos son fácilmente valorables, pero no las externalidades, en especial en lo que respecta a las implicaciones sociales. La minería del agua subterránea tiene además implicaciones éticas y morales en cuanto a la afección a terceros y al medioambiente y a sus funciones y servicios, y en especial en lo que respecta a las generaciones futuras.

El hecho de que el gran almacenamiento asociado a las aguas subterráneas haga que los cambios que se producen en el ciclo hidrológico debidos a su explotación, o a cualquiera otra causa de variación, se manifiesten con retraso y amortiguadamente, a una escala temporal que en numerosos casos es de años a muchas décadas (Custodio, 2002; RAEMIA, 2019), afecta mucho a la evaluación de la sustentabilidad de las actuaciones, ya que los cambios están fuera de la normal percepción del devenir a escala humana y más allá de la acción política habitual. Se trata de situaciones dinámicas, de modo que los

planteamientos estacionarios o derivados de valores medios no representan adecuadamente la realidad y pueden llegar a inducir concepciones erróneas.

La frecuente gran reserva de agua de los sistemas acuíferos frente a la renovación anual permite su consumo progresivo, sea de forma planificada, conocida o inconsciente, para atender a las necesidades humanas durante un periodo de tiempo más o menos dilatado. Suele ir acompañado de un aumento progresivo del coste y algunos problemas de calidad. Esta es la realidad en muchas áreas áridas y semiáridas (MASE, 2015). El consumo de reservas puede ser una solución temporal para resolver problemas de satisfacción de derechos de agua y para obtener un beneficio social que permita abordar un futuro cambio de paradigma, pero no es sustentable a largo plazo. Las decisiones que implican el consumo actual de reservas de agua subterránea para respetar hoy los derechos al agua pueden llevar a que no sea posible hacerlo en el futuro. Una parte de los sistemas acuíferos españoles están sometidos a explotación intensiva y en parte de ellos se produce minería del agua subterránea.

Además de una reserva, el agua subterránea dulce es un recurso renovable con una recarga variable según las circunstancias, que depende de las relaciones con los otros componentes de ciclo hidrológico, de las condiciones climáticas actuales o de las que pudieren existir cuando se consideran las futuras generaciones. En unos casos se acerca más a un recurso y en otros a una reserva. El tiempo de duración de la reserva bajo las condiciones presentes y futuras de explotación es también determinante para decidir sobre el interés económico y social. De ahí que no se puedan aplicar consideraciones simplistas que consideren al agua subterránea como un recurso mineral más. En los acuíferos costeros aparece además el considerando de la salinidad. El reemplazamiento del agua dulce existente por agua salada y la extensión de la zona de mezcla de ambas suponen una pérdida de reserva de agua dulce y de la capacidad de regular fluctuaciones y atender a emergencias, además de las posibles afecciones ambientales. Un agua salinizada es inútil para la mayoría de los destinos humanos y ambientales a menos que se apliquen costosos tratamientos, los que, además de consumir energía, generan residuos.

La minería del agua subterránea tiene puntos en común con la minería de sólidos y fluidos, de modo que hay un límite tras el cual la actividad cesa y debe reconvertirse. Pero hay también diferencias esenciales que hacen que el tratamiento deba ser diferente. Se trata del carácter vital del agua para el hombre y para el medioambiente, con la particularidad de que pequeños cambios en el almacenamiento pueden tener serios impactos en las manifestaciones del agua subterránea en el exterior.

Aunque los impactos socioeconómicos de la minería del agua subterránea a largo plazo son generalmente difíciles de predecir con precisión, los recursos de agua no renovables o poco renovables que se usen actualmente no van a estar disponibles para su uso futuro. Este aspecto guarda relación con el uso de un bien natural agotable, aunque generalmente los recursos de agua pueden reconstituirse en algunas generaciones humanas, salvo en situaciones extremas.

2.3.
El agua subterránea en la naturaleza y sus funciones y servicios ecológicos

El agua juega un papel esencial en la naturaleza, con muy variados aspectos, desde los climáticos a los geológicos, pero adquiere especial relevancia en lo referente al ambiente y a los seres vivientes.

El uso intensivo del agua subterránea tiene claras implicaciones ambientales al modificar el ciclo hidrológico y las relaciones entre sus componentes. En general se disminuye la funcionalidad de los ecosistemas y se afectan los servicios ecológicos que proporcionan (Custodio y Cardoso da Silva, 2008; Llamas y Custodio, 2003; Llamas y Garrido, 2003; Hernández-Mora *et al.*, 2003). Estos cambios suelen aparecer

lentamente, a lo largo de años, de modo que es difícil establecer de forma inmediata la relación causa-efecto. A veces se requieren estudios de detalle para los que se suele carecer de datos suficientes, son difíciles y costosos y pueden ser objeto de controversias y rechazo si no están sólidamente fundamentados. Por ello los cambios no se suelen tener en cuenta y no se valoran, aun cuando pueden ser externalidades negativas importantes, cuyo coste es pagado por terceros —que frecuentemente no han recibido ningún beneficio de la explotación— o por la sociedad en general.

La satisfacción de las necesidades de agua vitales y económicas del hombre se hace en buena parte en competencia con el medioambiente, del que el hombre también forma parte y recibe servicios. Esta competencia por un recurso limitado, aunque no necesariamente escaso, supone establecer reglas para el reparto y para buscar la complementariedad. Estas reglas han ido cambiando a lo largo del tiempo y son distintas según los ámbitos, pero en cualquier caso suponen gestión y planificación y tener en cuenta aspectos económicos, sociales, legales, administrativos y éticos, que se combinan en la buena gobernanza. La ciencia y los desarrollos tecnológicos consecuentes son el soporte necesario, además de la disponibilidad ineludible de observaciones y datos fidedignos y suficientes.

La competencia entre uso humano y disponibilidad del agua en la naturaleza se plantea realmente en términos más amplios, ya que las funciones ecológicas son importantes para la vida y desarrollo humanos. En especial, la naturaleza provee servicios ecológicos diversos (MEA, 2005), que el hombre ha venido utilizando y utiliza y que pueden ser muy importantes, en especial para los humanos más pobres. Unos servicios ecológicos tienen valor económico medible, otros tienen un valor social de más difícil valoración y otros son intangibles, pero todos ellos son necesarios. La plasmación en la práctica de los derechos humanos al agua debe combinarse con los derechos del hombre a los servicios ecológicos, en parte también esenciales, como la provisión de alimento y vestimenta y también de regulación y mejora ambiental.

La Evaluación Ecosistémica del Milenio (Millennium Ecosystem Assessment) es una iniciativa de Naciones Unidas, de 2001, para responder a la progresiva degradación de las condiciones ambientales a nivel mundial. Se llama la atención de los que toman decisiones para que protejan el medioambiente, para mantener la actividad económica de los seres humanos, para proporcionar información científica relativa a las consecuencias de los cambios en el bienestar humano y para generar opciones para responder a esos cambios, a nivel local, nacional e internacional. Introduce un nuevo marco para el análisis de los sistemas socioecológicos, que hace referencia a los ecosistemas y servicios que proveen.

2.4.
Calidad del agua subterránea

Buena parte de los problemas de recursos de agua se plantean en áreas áridas y semiáridas y generalmente se centran en la cantidad de agua disponible, aunque también hay problemas de cantidad de agua en áreas húmedas, en parte por falta de infraestructuras para hacer que esté disponible y para paliar el efecto de periodos menos lluviosos. Pero la calidad del agua es tanto o más importante. Los problemas naturales de calidad del agua son frecuentes en áreas áridas y semiáridas y previsiblemente se incrementarán con el tiempo.

Los problemas de calidad de las aguas superficiales son normalmente de salubridad y de contaminación biológica, y por vertidos urbanos e industriales.

El agua subterránea, si está convenientemente captada y protegida, es normalmente limpia y sin gérmenes patógenos, salvo en situaciones especiales de falta de suelo y en acuíferos en materiales gruesos, rocas fracturadas o con desarrollo kárstico. Los pozos que producen agua contaminada no se deben al

agua subterránea en sí, sino por mala construcción, operación y mantenimiento de las captaciones. Esto es particularmente importante en muchas áreas pobres, cuando en la realidad se trata de fallos tecnológicos y de insuficiente implicación de la población en el mantenimiento y buena operación.

Hay situaciones de mala calidad del agua subterránea naturales y otras debidas a la actividad humana. Algunos acuíferos pueden contener aguas subterráneas salobres y salinas o que tienen concentraciones altas de componentes disueltos de origen natural que son inconvenientes y/o nocivos por acumulación. También pueden incorporar contaminantes diversos, derivados de la actividad humana. Es frecuente encontrar altas concentraciones de ion nitrato de origen agrícola, ganadero o del saneamiento local, con aparición diferida. La eliminación del ion nitrato en el agua es costoso. Estas contaminaciones aparecen también en los manantiales por los que descargan los acuíferos afectados y consecuentemente en las aguas superficiales derivadas. Todos estos aspectos son bien conocidos científicamente a nivel básico (Custodio, 2013).

Una importante y preocupante causa de contaminación de las aguas subterráneas se produce por la agricultura, que aplica fertilizantes. El aspecto más destacado es la alta y creciente concentración de nitrato disuelto, a nivel mundial y tanto en países desarrollados como en vías de desarrollo. Dadas las grandes superficies afectadas directamente o por deposición atmosférica de la parte de fertilizantes nitrogenados volátiles o arrastrados por el viento, se suele hablar de contaminación difusa.

La entrada de solutos depositados sobre el terreno o generados en el suelo edáfico de forma difusa y su efecto en el acuífero freático debajo se puede analizar de forma muy simplificada, pero válida como orientación. Para ello se supone que en una determinada porción de terreno homogénea se tiene un espesor de medio no saturado con una cierta humedad y un acuífero de un determinado espesor saturado y bien mezclado (modelo exponencial), que recibe recarga lateral o concentrada sobre su superficie y una descarga difusa a la red superficial de drenaje o a los acuíferos colindantes. Es posible efectuar balances de masa simplificados.

A. Balance estacionario en el medio no saturado

Se consideran los siguientes parámetros:

D [$ML^{-2}T^{-1}$] = dosis de aplicación de soluto
f [-] = fracción de la dosis de soluto aplicada que sale descendentemente del suelo edáfico
H [MM^{-1}] = humedad ponderal del medio no saturado, supuesta invariable
e [L] = espesor del medio no saturado
R [LT^{-1}] = recarga
C_{Ro} [ML^{-3}] = concentración estacionaria de soluto en la recarga
τ [T] = tiempo de tránsito en flujo de pistón y sin retraso por adsorción
$C_{Ro} = f \cdot D/R$
$\tau = H \cdot e/R$

B. Balance no estacionario (transitorio) en el medio no saturado

Se supone que en el tiempo cero se inicia la aplicación de la dosis de soluto, sin que varíe la recarga.

t [T] = tiempo
C_R [ML^{-3}] = concentración variable en la recarga, esto es,
C_R es función del tiempo: $C_R = C_R(t) \cdot D \cdot f = R \cdot C_R + H \cdot e \cdot (dC_R/dt)$

Integrando la ecuación diferencial anterior, teniendo en cuenta como condiciones iniciales que la concentración de soluto en la recarga $C_R = 0$ en t = 0, se obtiene como solución:

$C_R = C_{Ro} \cdot [1 - \exp(-R \cdot t/(H \cdot e))]$

El parámetro Đ = (H·e)/R, que tiene dimensiones de tiempo, es el tiempo característico, que es el tiempo en multiplicarse por e = 2,7172 las concentraciones tras una acción o en dividirse por e tras el cese de una actividad.

En la tabla 2.1 se dan resultados para una combinación de parámetros como los que se encuentran frecuentemente en los casos reales.

Tabla 2.1. Resultados de transferencia por el medio no saturado de soluto aplicado de forma difusa sobre el terreno para una combinación de parámetros como los que se encuentran frecuentemente en los casos reales. Se refieren a circunstancias que van desde húmedas y de poco espesor a las áridas y con gran espesor no saturado

Parámetro/situación	Suave	Media	Intensa	Extrema
Factor de percolación de soluto, f (-)	0,1	0,2	0,3	0,5
Dosis, D (kg/ha/año) N	50	100	170	250
Recarga, R (mm/año)	100	50	20	10
Espesor de zona no saturada, e (m)	5	10	20	50
Humedad en zona no saturada, H (kg/kg)	0,1	0,15	0,2	0,25
Tiempo tránsito = tiempo característico, τ (años)	5	30	200	1.250
Concentración de NO_3 en la recarga, C_{Ro} (mg/L)	22	134	886	5.538

Una aplicación de soluto importante, como el caso del N como fertilizante, lleva por un lado a concentraciones altas a muy altas de nitratos en el agua que recargan los acuíferos y que pueden llegar muy diferidas al acuífero.

C. Balance estacionario en el medio saturado

Se admite que la concentración de soluto en la recarga es la estacionaria Co.

Se consideran los siguientes parámetros adicionales:

A [L^2] = área (superficie) considerada
a [-] = fracción de la superficie sobre la que se aplica la dosis de soluto, suponiendo que donde no se aplica la dosis y la concentración inicial son nulas
R [LT^{-1}] = recarga
CRo [ML^{-3}] = concentración estacionaria de soluto en la recarga
E [L^3T^{-1}] = entrada de agua exterior por los contornos o la superficie
CE [ML^{-3}] = concentración en el agua de agua exterior por los contornos o la superficie
S [L^3T^{-1}] = salida (descarga) de agua al exterior o a acuíferos colindantes = A·R + E
C [ML^{-3}] = concentración en el acuífero = concentración en el agua de salida
b [L] = espesor del acuífero
m [-] = porosidad dinámica del acuífero

El balance es:

$a \cdot A \cdot R \cdot C_{Ro} + E \cdot C_E = (A \cdot R + E) \cdot C$
$C = (a \cdot R \cdot C_{Ro} + C_E \cdot E/A)/(R + E/A)$
$C/C_{Ro} = (a + (C_E/C_{Ro}) \cdot (E/A/R))/(1 + E/A/R)$, cuyo valor máximo es 1 si C_E/C_{Ro} es ≤ 1

D. Balance no estacionario (transitorio) en el medio saturado

Con C = concentración en el acuífero = concentración en el agua de salida, el balance es:

$A \cdot R \cdot C_{Ro} + E \cdot C_E / A = S \cdot C/A + b \cdot m \cdot (dC/dt)$

Integrando la ecuación diferencial, teniendo en cuenta como condiciones iniciales que la concentración de soluto en el acuífero es C = 0 en t = 0, se obtiene como solución:

$C = (a \cdot R \cdot C_{Ro} + E \cdot C_E / A)/(R + E/A) \cdot [1 - \exp(-b \cdot m \cdot t/(R + E/A))] = C_{Ro} \cdot [1 - \exp(-b \cdot m \cdot t/(R + E/A))]$

El tiempo característico es $\tau = b \cdot m/(R + E/A)$ en la que $b \cdot m \cdot A$ es el volumen de agua en el acuífero.

En la tabla 2.2 se dan resultados para una combinación de parámetros como los que se encuentran frecuentemente en los casos reales.

Tabla 2.2. Resultados de la evolución en el medio no saturado de soluto aplicado de forma difusa sobre el terreno. Concentración relativa para una combinación de parámetros como los que se encuentran frecuentemente en los casos reales. Se refieren a circunstancias desde bien recargadas y acuíferos poco potentes a escasa recarga en clima árido y acuífero de gran espesor

Parámetro/situación	Suave	Media	Intensa	Extrema
Factor de ocupación territorial agraria, a (-)	0,1	0,3	0,5	0,8
Concentración entrada relativa C_E/C_{Ro} (-)	0,1	0,2	0,3	0,5
Recarga, R (mm/año)	100	50	20	10
Entrada relativa, E/A (mm/año)	50	40	20	10
Espesor zona saturada, b (m)	5	10	20	50
Porosidad dinámica zona saturada, m (-)	0,1	0,2	0,25	0,30
Tiempo característico, τ (años)	3,3	22	125	750
Factor incremento de la concentración C/C_{Ro} (-)	0,1	0,3	0,4	0,65

Dependiendo de los aportes de agua externos y de su concentración, y de la parte del territorio en que se aplica de forma difusa el soluto, la concentración final en el acuífero es menor que la de la recarga estacionaria, pero aún es importante. Se logra con una evolución de aumento progresivo respecto a la inicial en el acuífero con un tiempo característico que puede ser de varias décadas, que se corresponde con un intervalo de tiempo mayor que el transcurrido desde el inicio de la aplicación de fertilizantes. Por lo tanto, lo que en muchos casos se observa es una situación en crecimiento, que puede ser una fracción del contenido final.

Estos resultados simplificados y orientativos muestran que el estado químico de las aguas subterráneas de un cierto acuífero no es un valor estacionario. Este valor puede ir en aumento, aunque no varíe la actividad agrícola. Además, el estado químico puede incluso seguir empeorando durante algún tiempo debido a la transferencia de lo que está almacenado en la zona no saturada.

2.5.
Aspectos económicos y sociales de las aguas subterráneas

El agua tiene un valor económico por sí misma, por su escasez y por los beneficios que se derivan de sus servicios ecológicos y de su utilización. Véase MASE (2015, capítulo 5) y las referencias al respecto. Cuando hay una situación de mercado, este valor se manifiesta como un precio.

El agua puede ser objeto de comercio, es decir, de compra y venta, aunque sea en condiciones distintas a las de otros recursos. El comercio del agua puede introducir cambios sociales importantes y puede llevar, en ausencia de control eficaz, a que se fuercen transferencias de agua y de la producción asociada, desde los productores menores y más débiles hacia los medios y grandes y más fuertes. Desde una perspectiva más amplia, el comercio nacional e internacional de alimentos y productos entraña una transferencia de agua virtual —la que se ha necesitado para la producción del bien allí donde se ha producido— que puede ser una importante forma de reducción del consumo de agua en el lugar de destino o en el que se realizan transformaciones (Chapagain *et al.*, 2006), que pueden ser significativas cuando el agua es escasa.

Los sistemas acuíferos son de algún modo un fondo de capital, dado su papel en el desarrollo económico. El reconocimiento político de las aguas subterráneas y los acuíferos para una gestión responsable depende de su consideración económica, pues de otra manera se acumulan los costes de no actuar. Esto debe estar unido a que se apliquen principios legales para la gestión del agua subterránea y los acuíferos en cuanto a bienes comunales (GEF, 2011).

El desarrollo del agua subterránea implica la utilización de una fracción del almacenamiento, aun cuando la extracción sea menor que la recarga. Además, la recarga puede incrementarse con la explotación, debido a la modificación de las relaciones con otros cuerpos de agua y de las condiciones de evapotranspiración, aunque puede comportar externalidades negativas. Pero también puede ser razonable una explotación en que las extracciones superen a la recarga, con consumo continuado de reservas de agua subterránea, o sea minería del agua subterránea, si se producen beneficios sociales netos a largo plazo, incluyendo las externalidades, y se vislumbra una solución a largo plazo.

La evolución idealizada a lo largo del tiempo del caudal de extracción de un acuífero grande y de los costes asociados a la profundización de niveles del agua subterránea se idealiza en la figura 2.2. Con un control estricto de la explotación que la limite a una parte de la recarga se consigue mantener descensos pequeños con costes del agua subterránea extraída poco incrementados, pero la extracción la hacen los primeros en acceder al recurso o los que han recibido esos derechos de algún modo y en cantidad limitada, sin incentivo para un uso socialmente eficiente; se requirieren reglas y actuaciones de control costosas y eficaces. Cuando no hay control, el caudal de extracción crece continuamente si la demanda de agua también lo hace, con aumento progresivo de la profundidad del nivel del agua subterránea y por lo tanto de su coste de extracción, de manera que esto obliga a que el agua se aplique en usos cada vez más eficientes y que puedan pagar mayores costes/precios; de ese modo los usos marginales van desapareciendo (Harou y Lund, 2008) y al fin se llega a un valor similar al del control estricto, pero tardíamente, y en general con agua más cara, aunque con escaso gasto administrativo y de control. En el entorno del máximo de extracción se puede haber originado una crisis de agua, con eliminación de los

más débiles económicamente y, posiblemente, con daños sociales importantes, la quiebra de actividades cuyas inversiones pueden no haberse amortizado y el inicio de un desempleo progresivo. Sin embargo, la realidad muestra que la evolución real de los acuíferos, en especial los de tamaño medio a grande, es lo suficientemente lenta como para que los reajustes sociales se puedan hacer en la mayoría de los casos sin grandes traumas, aunque no sin ciertos daños y tensiones.

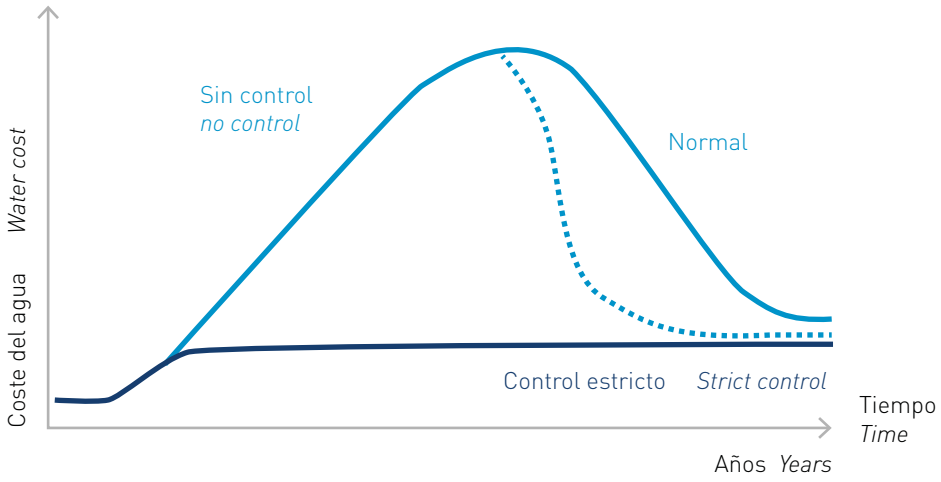


Figura 2.2. Evolución temporal idealizada del caudal de extracción de un acuífero grande y de los costes asociados a la profundización de niveles del agua subterránea sin control de la explotación y con un control estricto que limite la extracción a una parte de la recarga (Custodio, 1989, 2012)

Comúnmente el agua se considera un bien social necesario e insustituible para la vida y el bienestar humanos y para el medioambiente (Rogers *et al.*, 2002), como un bien público no comerciable, como también lo es el aire. Estas sencillas afirmaciones, aunque conceptualmente ciertas, no expresan otros aspectos esenciales, como que el agua es un bien escaso en muchos lugares y que su puesta a disposición, uso, cuidado y evacuación —devolución— al medioambiente en condiciones adecuadas requiere esfuerzos e instalaciones, y por tanto tiene un coste asociado que debe ser pagado de alguna manera. De ahí que el agua por sí misma tenga un valor económico, reconocido en la Declaración de Dublín sobre el agua (ICWE, 1992), sujeto a las leyes de la economía, aunque con limitaciones y condicionantes. Los sentimientos, apreciaciones personales, política, costumbres, apetencias, deseo de servicio, búsqueda de un lucro razonable y justo, y una posible larga serie de considerandos, hace que los planteamientos de gestión pública o privada, de comercio o no, de libre acceso o restringido, de precios reales o socialmente asumibles, etc., no tengan ni un enfoque único ni se basen en principios de aceptación general. En la apreciación y toma de postura respecto al agua subyace una fuerte carga política, además de cultural y religiosa, con un importante trasfondo ético y moral y con planteamientos que en ocasiones carecen de racionalidad o pueden ser doctrinarios.

Lo expuesto anteriormente y lo que sigue se desarrolla en los capítulos 3 y 4, y en lo que hace referencia a España, en el capítulo 5.

De forma general, el comercio del agua, con el establecimiento de alguna forma de transacción mediante pago o de mercado, tiende a ser rechazado socialmente, aduciendo que un bien común de carácter vital no debiera ser utilizado para lograr beneficios privados. No obstante, hay que superar la noción de que no es lícito ni ético obtener beneficio privado de un bien público aduciendo que es a costa de la privación o dificultad de acceso al agua a terceros, cuando lo que en realidad se busca con el beneficio es eficiencia en el uso mediante mecanismos de incentivación y servicio correcto y mantenimiento adecuado

de la cantidad y calidad, además de una retribución razonable al esfuerzo que se haya aplicado. Pero, para que esto sea real y se eviten desviaciones abusivas, hace falta un órgano regulador independiente.

Las externalidades asociadas a la captación y uso del agua y su efecto sobre los servicios ecológicos tienen un notable componente económico, unas veces valorable y otras no. Su no consideración lleva a costos que pagan otros, ahora o más tarde, y puede suponer pérdidas significativas del patrimonio natural. La consideración de las externalidades puede ser una forma de conservación del medioambiente y la de las externalidades negativas es singularmente importante para las aguas subterráneas dado que son invisibles, más difíciles de medir que las superficiales y con cambios muy lentos y diferidos, que pueden pasar inadvertidos inicialmente.

En una sociedad planificada gubernamentalmente se puede considerar que son teóricamente alcanzables los objetivos de uso racional y eficaz del agua, que no degrade su calidad y que se considere el coste económico y social de interferencias (externalidades) actuales y en el futuro. Sin embargo, la práctica muestra generalmente lo contrario, por falta de información suficiente, por desconocimiento realista de las situaciones locales, por falta de medios de implementación de lo planificado, por no considerar la condición humana en cuanto al respeto a las normas y a cómo se entiende el ejercicio de la libertad personal, y por la búsqueda de fines diferentes al del mejor servicio.

Las transacciones de agua pueden encontrar dificultades administrativas en relación con definiciones imprecisas e inadecuadas de los derechos de agua, por las externalidades asociadas no consideradas (temporales, espaciales, en la calidad del agua) y por la reluctancia al intercambio de derechos.

La experiencia documentada del comercio del agua y de los mercados de agua es limitada. Existe solo en unos pocos países y está en evolución (véanse las referencias en MASE, 2015). La mayor parte de la experiencia se refiere a aguas superficiales y a grandes manantiales, ya que se trata de obras importantes que afectan a colectivos grandes organizados y que dependen de Administraciones públicas, más raramente a grupos privados, que en general disponen de recursos humanos y económicos para la gestión y control de las transacciones.

El posible comercio del agua ha sido objeto de numerosos trabajos de análisis económico mediante modelos que analizan diferentes escenarios y sus consecuencias. En general, la posibilidad de alguna forma de compra-venta del agua mejora la situación de riesgo de pérdida de la producción agraria de regadío y también el riesgo económico de los posibles vendedores. El análisis del papel de los mercados ante un suministro incierto de agua agrícola apunta a que es conveniente que los posibles intercambios de agua se hagan en mercados intermediados —pero no condicionados— por la autoridad del agua para conseguir que la atribución y uso del agua sea más eficiente que lo que se conseguiría con mercados descentralizados.

El agua sometida a comercio tiene costes y por lo tanto un precio que depende de los costes en origen, incluyendo el tratamiento corrector de la calidad que haga falta, y del transporte hasta los lugares de entrega, además de los beneficios razonables. Los costes de transporte pueden ser significativos por la amortización, mantenimiento y gestión de las conducciones e instalaciones y por la energía consumida para mover el agua. Asimismo, existen costes de transacción. En momentos de sequía, los precios pueden aumentar si se requieren mayores elevaciones (por ejemplo, por niveles más profundos del agua subterránea), además de que hay que repercutir los costes fijos en una menor cantidad de agua disponible y que aparecen costes de oportunidad.

La posibilidad de acceso al agua, sea directamente o por acuerdos firmes, es un modo de seguro agrario que se valora como un activo en las compra-ventas de terrenos y en los valores hipotecarios.

Como los recursos de agua y de agua subterránea son un bien escaso, en muchas áreas la primera reacción de conservación se orienta a su ahorro y uso racional. No obstante, es una visión simplista dadas las múltiples implicaciones de servicio, seguridad, producción y consumo energético y las territoriales y ambientales. En principio, el agua deja de estar disponible para usos sucesivos y para el ambiente cuando se evapora —importante en el uso para riego agrícola—, se saliniza por mezcla con agua marina —importante para los usos costeros— o por concentración, o se contamina más allá de la posibilidad económica de tratamiento. En el ámbito agrícola de regadío, el ahorro se busca mediante mejores prácticas de aplicación del agua. La vía preferida actualmente es la llamada modernización (tecnificación) del riego, entre cuyos objetivos se mencionan las mejoras ambientales por ahorro de agua, ya que se supone que el agua ahorrada queda disponible para el medioambiente. La realidad es diferente.

En principio, el aumento de la eficiencia de uso del agua, y de otros recursos, implicaría un menor uso y por lo tanto un ahorro. Sin embargo, con frecuencia no es así por diversas razones. Es el llamado efecto rebote o paradoja de Jevons (Dumont *et al.*, 2013; Maxwell *et al.*, 2011; Alcott, 2005; Gómez y Gutiérrez, 2011; Ward y Pulido Velázquez, 2008). El concepto de efecto rebote hace referencia a que una mejora técnica en un proceso de producción para reducir el uso de un recurso puede finalmente llevar a un mayor uso total del recurso en vez de la reducción buscada, cuando el abaratamiento de la producción aumenta la demanda por el producto por la población. Dumont *et al.* (2013) lo han cuantificado para el regadío en la cuenca del Ebro. Un aumento de la eficiencia supone una reducción de insumos por unidad de producto y consecuentemente menores costes de producción, lo cual se puede traducir en menor precio. Esto favorece una mayor demanda del producto (efecto directo microeconómico), lo que significa una mayor demanda de insumos que se usan más eficientemente para producir un producto más barato. También el abaratamiento del producto hace que el consumidor disponga de más capacidad para adquirir otros productos y servicios, lo que incrementa la demanda de insumos (efecto indirecto microeconómico). A nivel económico general (macroeconómico) se tiene un incremento de la productividad económica, que a su vez incrementa el crecimiento y la competición. Este efecto perverso puede hacer que no haya un ahorro real derivado de un aumento de la eficiencia, a menos que se conozca bien el conjunto de consecuencias y se adopten medidas correctoras, como una tasa que encarezca el producto obtenido, es decir, que grave más la actividad más eficiente. Esto es difícil de comprender por los no especialistas y por los que han invertido en eficiencia. Por otro lado, como el agua no consumida no es necesariamente una pérdida, como muchas veces se afirma, sino que queda disponible para otros usos, la mayor eficiencia en el uso del agua se convierte en una externalidad negativa para los usuarios de aguas abajo y para la recarga de los acuíferos (Pfeiffer y Lin, 2012).

2.6.
Instituciones de gestión colectiva y comunidades de usuarios de aguas subterráneas

El agua subterránea puede ser considerada como un ejemplo clásico de un recurso del común (sección 3.5 del capítulo 3). Su gestión colectiva es la forma más básica de gestión descentralizada, con posibilidad de cogestión, control y vigilancia entre los usuarios y la Administración pública, en especial actualmente, cuando las modernas herramientas de observación remota facilitan y extienden las posibilidades de vigilancia y control. La gestión colectiva de las aguas subterráneas pocas veces nace espontáneamente, incluso cuando se aprecia que de ella se deriva un beneficio, sin un marco legal adecuado, la consideración de otros intereses económicos en juego, la complicidad de la Administración pública, de un cierto liderazgo y de que se ha alcanzado un cierto grado de deterioro que afecta a muchos de los usuarios y que ellos reconocen la relación causa-efecto.

2.7.
Conocimiento científico como soporte de la gestión y gobernanza del agua subterránea

La evaluación del agua subterránea se fundamenta en su conocimiento científico. Es objeto de la hidrología subterránea/hidrogeología, se apoya en una tecnología específica, utiliza conocimientos de ecología y se desarrolla bajo condicionantes sociales, políticos, económicos, legales, administrativos y ético-morales (Custodio y Dolz, 2016; Custodio, 2020). La ciencia ha sido, es y será el soporte básico necesario para la gestión y gobernanza del agua subterránea, de modo que sostenga las funciones y servicios ecológicos, permita el desarrollo económico y social de forma equilibrada y sustentable y posibilite que las sucesivas generaciones humanas la reciban como patrimonio. El estado de la ciencia del agua, en especial de la cantidad de los recursos de agua, está razonablemente avanzado, incluyendo a las aguas subterráneas. No sucede lo mismo en lo referente a la calidad, aunque las bases teóricas están ya bien asentadas y se están produciendo notables avances tecnológicos.

La ciencia del agua es la base del conocimiento de los recursos de agua y el soporte de la tecnología que la apoya. Pero siendo la ciencia necesaria para actuaciones eficaces, no es más que un aspecto, que además no está entre los que realmente importan a la sociedad. El agua, sus recursos, su uso, su devolución al ambiente una vez usada, los beneficios y costes asociados, su papel en la sociedad y otros varios considerandos van mucho más allá de la ciencia y de la tecnología. Las actuaciones y toma de decisiones, una vez informadas por la ciencia —o sin ella si no están disponibles o los decisores no reciben la información oportuna—, se basan en consideraciones económicas y sociales, con implicaciones en campos tan diversos como el empleo, la demanda y generación de energía, la producción y seguridad alimentaria y de provisión de fibras, la balanza de comercio exterior y el turismo. Las decisiones se toman en último término por los políticos según sus apreciaciones e intereses y de acuerdo con los compromisos adquiridos o que se quieran potenciar. Aquí los expertos del agua juegan un papel de asesores, si son invitados a ello, salvo que exista una legislación que regule su intervención y la sociedad civil lo demande.

La cuantificación de los recursos disponibles depende del progreso científico (Llamas, 2006; Custodio, 2010) y de muchos considerandos de calidad, económicos, ambientales, sociales, de derechos preexistentes, políticos y éticos (Fernández *et al.*, 2021; Custodio, 2021a, 2021b). La cuantificación de los derechos al agua no es únicamente el resultado de considerandos científico-tecnológicos, aunque la ciencia proporciona los métodos de estimación para cuantificarlos una vez que las condiciones de otra índole han sido fijadas o acordadas (Custodio, 2020). La ciencia es necesaria, pero no da la solución, aunque proporciona los elementos para tomar decisiones razonables. En cualquier caso, hay que tener en cuenta que, aunque la parte renovable del ciclo del agua se considera como recurso de agua, solo una parte de ese recurso es agua disponible para usos humanos directos.

Un gran logro de la ciencia del agua se produjo a mediados del siglo XIX en el campo de la sanidad, con la identificación de los gérmenes patógenos y sus aspectos hídricos, y a continuación con el saneamiento de los núcleos de población y en especial de la desinfección del agua de bebida. Otro gran logro corresponde al primer tercio del siglo XX, cuando se desarrollaron medios para el acceso fácil y económico al agua subterránea, lo que ha permitido poner a disposición permanente de las áreas urbanas y del medio rural un agua exenta de gérmenes patógenos, limpia, generalmente de buena calidad mineral y con razonable garantía de disponibilidad.

La competencia por un recurso limitado, aunque no necesariamente escaso, supone establecer reglas de reparto y de asignación que busquen la complementariedad. Las reglas cambian a lo largo del tiempo y son distintas según los ámbitos, pero en cualquier caso suponen gestión y planificación. Todo ello necesita ciencia, desarrollo tecnológico y datos fidedignos y suficientes que soporten las actuaciones políticas

y sociales. Cuando se trata de agua subterránea hay que considerar, además del agua, la energía para su extracción.

La ciencia no aporta certezas en aspectos relacionados con la Tierra y la naturaleza, ya que se trata de procesos que tienen una importante incertidumbre intrínseca, además de la epistemológica, pero permite poner de manifiesto y considerar esa incertidumbre. Esto lleva a conocer y medir el riesgo y determinar las responsabilidades de las actuaciones y decisiones. Para el reparto y uso de los recursos de agua se debe tener presente esas incertidumbres y c**ó**mo adaptarse a ellas, de modo que las prioridades tengan asociadas un riesgo cuantitativo de fallo en la materialización que sea asumible económica y socialmente. Para esto se requiere conocimiento y también datos fieles, suficientes y elaborados sin sesgos. Las incertidumbres debidas a deficiencias observacionales y limitación de recursos humanos y materiales pueden reducirse con mejores técnicas y más esfuerzo humano y económico, pero con un límite definido por el punto en que la mejora que permite reducir el coste de errores de gestión ya no compensa la mayor inversión en conocimiento, respetando las limitaciones éticas y morales. La puesta en práctica de estas consideraciones puede ser difícil, por falta de datos y por evaluaciones de los términos que varían con el colectivo que las hace.

Las mejoras en la salud y bienestar humanos derivadas de la disponibilidad de agua y de agua subterránea ha llevado a un notable aumento de la población y a la modificación de la distribución de la pirámide de edades y del potencial laboral, como parte de una situación transitoria hacia un nuevo estado, difícil de concretar. Todo ello va muy ligado a otros cambios de paradigma, como son los referentes a la energía, la alimentación, la globalización compatible con la equidad y las peculiaridades y sentimientos de las comunidades humanas y con un modo de vida que no produzca residuos (economía circular). El caminar en esas condiciones, minimizando errores, requiere ciencia, humildad en la interpretación de los resultados y la apropiada puesta en perspectiva ante una sociedad esencialmente dinámica, en un ambiente cambiante naturalmente, y que, en la concepción judeo-cristiana, está formada por individuos que están en tránsito hacia una vida futura, informada por la revelación.

Las decisiones a medio y largo plazo, es decir, de lustros a algunas décadas, han de estar informadas y controladas dentro de una planificación flexible, con apoyo político. Esta planificación, su actualización y redireccionamiento deberían estar aconsejadas por las instituciones adecuadas de una sociedad civil bien estructurada y representativa, en la que las instituciones académicas juegan un papel importante, pero a compartir.

2.8.
Sequías y aguas subterráneas

La sequía es un fenómeno recurrente que tiene diversas causas, además de la meteorológica (Dracup *et al.*, 1980; Rossi *et al.*, 2003; Custodio, 2018). La sequía meteorológica tiene efectos ambientales a los que el medio natural está adaptado o en vías de adaptación, si bien la percepción humana puede ser la de una situación catastrófica dada la corta y sesgada memoria temporal. A esto se une un deseo "contra natura" de que las cosas sean y sigan siendo estacionarias, cuando la naturaleza es dinámica y con cambios que pueden magnificarse por la actividad antrópica. De ahí las reacciones desproporcionadas debidas a una visión a corto plazo, un posible exceso de aprovechamiento de los recursos con matices de no sustentabilidad y con daños inadmisibles.

La sequía meteorológica se cuantifica mediante el análisis estadístico de un largo periodo de observaciones de la precipitación, deseablemente de más de un siglo, para determinar las secuencias de algunos años consecutivos en que la cantidad de agua aportada es menor que una cierta fracción de la precipitación

media a largo plazo. El periodo de retorno es un valor medio a largo plazo, aunque sus realizaciones particulares se hacen sin regularidad. La sequía suele ser un fenómeno regional que afecta a un amplio territorio, pero que varía de un lugar a otro. Por eso las series de datos de un lugar no necesariamente caracterizan a otro lugar si no se ha determinado previamente que hay buena correlación entre ellas.

El buen entendimiento de las cuestiones en relación con diversos aspectos de la sequía se basa en el buen conocimiento del ciclo del agua (Custodio y Dolz, 2016), considerando sus subfases atmosférica, en la superficie, en el suelo edáfico y en el terreno, que conforman las fases de transporte atmosférico, de escorrentía superficial (aguas superficiales) y subterránea (agua subterránea en acuíferos y acuitardos). Hay numerosas vías de relación entre los distintos componentes. El entendimiento exige datos, estudios y en su caso modelación (RAEMIA, 2019), además de una normativa. Esta normativa, que tiende a unificar criterios y evitar decisiones sesgadas y no transparentes, debe considerar la singularidad de cada caso, tanto hidrológica como económica y social, en el marco de unas restricciones medioambientales bien fundamentadas, medibles y razonables.

En áreas áridas y semiáridas, las sequías son un fenómeno natural recurrente que tiene que ser gestionado (Estrela y Vargas, 2012). Las sequías importantes duran varios años, con fluctuaciones a lo largo de las mismas, incluso con algún año húmedo intercalado. Estas sequías son bien conocidas y documentadas desde hace siglos y han sido la causa de notables impactos sociales y grandes emigraciones. Suponen pérdidas económicas y trastornos sociales importantes a nivel general. Por esta razón, causan gran preocupación política, hasta el punto de que, por razones de prisa, falta de análisis o populismo se llegan a adoptar medidas poco meditadas, a destiempo, a veces muy costosas y frecuentemente poco eficaces. Sin embargo, las sequías se olvidan pronto en épocas de bonanza ante la presión de otros problemas, de modo que las medidas paliativas tienden a olvidarse a menos que sean presionadas por la sociedad civil y estén claramente especificadas y dotadas en la planificación hidrológica.

Para una misma secuencia pluviométrica, la disponibilidad de recursos de agua ha ido aumentando con el tiempo a medida que se ha invertido en infraestructuras hidráulicas, en su mantenimiento y en medios de gestión de esos recursos. Todo ello es una visión desde la cantidad, que es la inicialmente dominante en condiciones áridas y semiáridas. Pero también hay que considerar la calidad, que es tanto o más importante que la cantidad, y el buen estado ambiental. Su olvido o falta de consideración lleva a problemas crecientes que se suman y que agravan los asociados a la sequía.

No se acepta y difícilmente se concibe que una gran área urbana sufra restricciones de agua (Cabrera y García-Serra, 1999). La posibilidad de pagar costes elevados por el agua da acceso a recursos de agua caros y no convencionales, pero no siempre es posible. Puede ir asociado a conflictos si las actuaciones no se encuadran en el ámbito de una buena gobernanza. Para el abastecimiento humano, no solo se trata de cantidad, sino de calidad del agua, con unas exigencias que aumentan y con problemas crecientes y persistentes de contaminación, que en ocasiones afectan ya a las aguas subterráneas, a veces seriamente y de forma creciente. Con un adecuado tratamiento es técnicamente posible adecuar la calidad real a las exigencias normativas, pero el coste puede ser muy elevado, la capacidad de tratamiento insuficiente, se incrementa el riesgo de disminución de la garantía de suministro por fallos en las instalaciones y aumentan los temores de la población a situaciones que consideran peligrosas o que no acaban de comprender. De ahí que se plantee la conveniencia de reservas en áreas protegidas de la contaminación mediante actuaciones territoriales y normativas, pero que suelen afectar a territorios alejados en los que los problemas de sequía pueden ser más agudos. Esas reservas territoriales suelen estar asociadas a acuíferos de montaña y a veces coinciden con parques nacionales, parques naturales o reservas de la naturaleza.

La reserva de agua subterránea ofrece la posibilidad de paliar los efectos de las sequías mediante extracciones en los momentos necesarios, aunque los valores varían mucho de un acuífero a otro. En los

acuíferos costeros hay que considerar la posible intrusión marina (SASMIE, 2017). El uso de las reservas de los acuíferos para paliar momentos de sequía de corta duración se puede hacer con lo que en algunos lugares se designa como "pozos de sequía". No es algo que se pueda manejar a ciegas, en función de presiones coyunturales o apreciaciones personales. La sustentabilidad del uso de esos pozos de sequía depende de que entre los periodos de funcionamiento se restituyan las reservas. De otro modo contribuirían a un uso no sustentable de los acuíferos. La correcta operación requiere conocimiento hidrogeológico, normas y modelación. Un principio básico de sustentabilidad es que deben usarse los intereses, pero no consumir el capital, salvo inversiones a largo plazo, que suelen implicar la necesidad de ir hacia un cambio de paradigma en el uso del agua, que además permita reconstituir el patrimonio hídrico. Adicionalmente debe asegurarse que lo que se extraiga durante el funcionamiento de los pozos de sequía sea realmente reserva de agua subterránea y no agua superficial del momento, ya que con ello solo se conseguiría modificar el lugar de disponibilidad de los recursos a costa de un mayor consumo de energía y un posible aumento de daños a terceros y mayor conflictividad. Pero en sistemas río-acuífero no puede evitarse que parte de esa recarga sea agua fluvial o agua que debía descargar en el río, pero diferida. Los pozos deben situarse y operarse de modo que los efectos diferidos no sean significativos hasta pasado el evento de sequía y se ha de considerar que tras dicho evento los caudales fluviales van a quedar mermados durante un determinado periodo de tiempo.

Para que las actuaciones para paliar la sequía con la explotación de aguas subterráneas sean eficaces hay que disponer de un buen conocimiento del funcionamiento del sistema, en lo posible con el soporte de modelos numéricos de simulación que proporcionen datos para un modelo de gestión que ayude a la toma de decisiones. Esto supone disponer de conocimiento y de datos suficientes. También significa poder manejar los acuíferos respetando los derechos de explotación existentes en un marco regulado y de modo que el coste energético de la explotación de los pozos de sequía sea aceptable frente a las pérdidas económicas por la falta de agua. Los beneficiarios de la mitigación de la sequía deben cubrir los costes de extracción y del mantenimiento del sistema y los posibles daños asociados.

Para disponer del agua subterránea como un seguro ante la sequía, es necesario utilizar y operar los acuíferos adecuadamente. Una gestión eficaz requiere la intervención conjunta de la Administración, los usuarios y la sociedad civil en general, además de actuaciones técnicas específicas que ayuden a recuperar el almacenamiento de agua en los acuíferos en los periodos entre sequías. La existencia de minería del agua subterránea no es incompatible con el papel de los acuíferos en las sequías a corto plazo, pero puede serlo a medio y largo plazo. Es algo que debe ser cuidadosamente estudiado en cada caso.

La sequía y la escasez producen efectos similares, pero sus causas son diferentes. La sequía se debe a una variación natural de las precipitaciones y la escasez se debe a una mala gestión o explotación del agua disponible por encima de la sustentabilidad a largo plazo, aunque ello puede dejar notables beneficios sociales mientras persista la situación (MASE, 2015). Para la solución de los problemas se requieren medidas diferentes a las aconsejables para el caso de escasez. En una sequía propiamente dicha, de varios años, la actuación preferente es la de mitigar los efectos (Andreu *et al.*, 2006). En ello las aguas subterráneas juegan un papel básico (Llamas, 1999) debido a las notables reservas asociadas.

2.9.
Recursos de agua subterránea y variabilidad climática y global

Las condiciones meteorológicas cambian de un año a otro, con fluctuaciones que determinan periodos secos y periodos húmedos que se repiten con cierta periodicidad, aunque con realizaciones muy irregulares. Hay ciclos del orden de diez u once años y otros más largos, que aparecen en las series de datos suficientemente largas. Estas fluctuaciones pueden tener impactos sociales y económicos importantes.

Aquí se hace referencia a los aspectos más significativos bajo el punto de vista de los recursos de agua subterránea.

Mientras que las fluctuaciones tienen una escala temporal de décadas, la variabilidad climática hace referencia a una escala temporal mucho mayor, de siglos a milenios. El clima ha ido cambiando notablemente a lo largo de la historia geológica y continúa haciéndolo. Dado que la vida humana es inferior al siglo y que la información histórica instrumental o documentada es poco más larga, solo los cambios climáticos más recientes tienen efectos sociales bien documentados, aunque los anteriores son conocidos, si bien con menor precisión.

La bonanza climática actual se ve alterada por efectos antrópicos que afectan a toda la Tierra y que según muchos especialistas tienden a producir un calentamiento (Taylor *et al.*, 2013), denominado cambio climático, que se superpone a la evolución natural.

Aquí se entiende por cambio climático la variación de los parámetros que definen el clima, tanto global como en un área específica, respecto a un momento determinado, que se supone que es bien conocido. Este momento puede ser a mediados del siglo XIX, al inicio de la Revolución Industrial en Inglaterra, o la década de los noventa, cuando se supone que comenzaron a producirse modificaciones importantes en la atmósfera. Este cambio climático se manifiesta principalmente en la observación de un progresivo incremento medio de la temperatura ambiental, aunque podría ser menor que lo que se suele afirmar, al no disponerse de medias globales precisas. El aumento de temperatura es una realidad, independientemente de si es natural (continúa la recuperación tras la pequeña Edad de Hielo de los siglos pasados) o debido a causas antrópicas (posiblemente menos que lo que dicen los medios de comunicación y sin que el incremento de CO_2 sea necesariamente la causa principal), sin excluir un posible enfriamiento futuro no previsible.

También es una realidad observada el ascenso progresivo del nivel del mar, pequeña parte del cual es debido a la extracción de reservas de agua continentales subterráneas y que se han vertido finalmente al mar.

Los cambios en la precipitación son poco conocidos y posiblemente inexistentes a nivel global, aunque en determinados lugares parece que la tendencia es a una disminución, como en la cuenca mediterránea, y con mayor irregularidad. Esa mayor irregularidad puede ser real o un artificio de cálculo generado por los modelos a causa de inestabilidades numéricas del propio proceso de cálculo.

El aumento de temperatura puede suponer mayor evapotranspiración por la cubierta vegetal y los cultivos, mientras estos no se modifiquen y la distribución a lo largo del año de la humedad del suelo edáfico no lleve a cambios no lineales en la evapotranspiración real e incluso una disminución. El efecto sobre la recarga a los acuíferos es poco conocido ya que depende de varios factores que no son aditivos, y tiene una gran influencia en la distribución anual de la precipitación en áreas áridas y semiáridas y de la cantidad y momento de la fusión de la nieve en áreas montañosas.

El efecto del cambio climático sobre la recarga a los acuíferos es mucho menos conocido. Las previsiones oficiales para la península ibérica y su entorno es una disminución de la precipitación, con mayores fluctuaciones, o sea, posibles sequías más frecuentes y persistentes. Eso hace aún más incierta la afección a la relación demanda-disponibilidad de agua y a la recarga a los acuíferos. Como ha sucedido en el pasado, los recursos pueden aumentar en unos lugares y disminuir en otros. El cambio de régimen pluviométrico puede tener efectos mayores que los cambios en las medias, en especial en regímenes pluvionivales. Mayor precipitación anual y media anual no necesariamente significa mayor recarga anual y mayor recarga media anual, y viceversa, ya que las intensidades puntuales y la distribución tienen gran peso en un proceso altamente no lineal (Green *et al.*, 2011; Taylor *et al.*, 2013).

El cambio global considera los efectos de las actividades humanas directas en los recursos, como las modificaciones territoriales por urbanización, agricultura, estado de forestación y contaminación, por una población cada vez más numerosa, más longeva y con mayor nivel de vida, con un consumo de alimentos, energía y bienes cada vez mayor y por ahora con escaso grado de reciclado. El cambio global supone una mayor presión sobre los recursos de agua, y por tanto también sobre los recursos de agua subterránea, en competencia con el agua que necesitan los ecosistemas para su funcionamiento y los servicios que proporcionan al ser humano. Esta presión puede ser importante localmente en cuanto a cantidad, aunque a nivel general no haya escasez, pero, lo es más y lo será en cuanto a la calidad. Eso supone reconsiderar el uso del agua para que sea eficiente en términos globales, así como las actividades económicas y el uso apropiado del almacenamiento subterráneo dentro de una gestión integrada de los recursos de agua que internalice la fluctuación climática. El cambio global debido a la actividad humana tiene efectos futuros notables, independientemente de los efectos del cambio climático (Käresdotter *et al.*, 2022).

Para realizar extrapolaciones fundamentadas y preparar escenarios verosímiles de cambio climático, es necesario disponer de estudios periódicamente actualizados, con el detalle adecuado a la importancia del problema planteado y soportados por datos suficientes y fidedignos. Para ello hay que mantener redes de observación y alimentar regular y permanentemente bases de datos, con posibilidad de que los propios usuarios y las instituciones adecuadas de la sociedad civil puedan contribuir con la información que se les encomiende o que dispongan.

El agua subterránea es uno de los grandes e importantes medios para la mitigación de los efectos del cambio climático y global a través de la inercia que proporcionan sus grandes reservas, a condición de una gestión apropiada y adecuada gobernanza. Esto incluye una legislación efectiva que lo tenga en cuenta. También las transacciones y mercados del agua pueden colaborar a la mitigación (Adler, 2008; Zetland, 2014), pero se requiere que se garantice el suficiente buen funcionamiento de los ecosistemas.

La construcción de embalses de superficie y las interconexiones ayudan a la mitigación de las sequías, así como a la disponibilidad de agua desalinizada en las áreas costeras. Pero la mayor, más eficaz y más económica mitigación es la que se deriva del uso apropiado de la gran reserva de agua subterránea en los acuíferos. De hecho, es lo que hace que durante una sequía los abastecimientos urbanos que disponen de acuíferos sean menos sensibles y que la agricultura con aguas subterráneas pueda continuar su actividad, incluso con aumento de beneficios. Los pozos de sequía han jugado un importante papel en el Levante español y su uso racional es uno de los elementos considerados para controlar la mayor variabilidad futura a causa del cambio climático.

2.10. Referencias

Adler, J. H. (2008). Water marketing as an adaptive response to the threat of climate change. Case Western Reserve University, School of Law. *Hamline Law Review, 31*(3): 730-754.

Alcott, B. (2005). Jevons' paradox. *Ecological Economics, 54*(1): 9-21.

Andreu, J., Rossi, G., Vagliasindi, F. y Vela, A. (eds.) (2006). *Drought management and planning for water resources*. CRC Press, Taylor and Francis.

Cabrera, E. y García-Serra, J. (eds.) (1999). *Drought management planning in water supply systems*. Kluwer Academic Publishers, London.

Chapagain, H. K., Hoekstra, A. Y. y Savenije, H. H. G. (2006). Water saving through international trade of agricultural products. *Hydrological Earth System Sciences, 10*: 455-468.

Collin, J. J. y Margat, J. (1993). Overexploitation of water resources: overreaction or an economic reality? *Hydroplus, 36*: 26-37.

Custodio, E. (1989). Strict aquifer control rules versus unrestricted groundwater exploitation: comments on economic consequences. En: *Groundwater Economics. Developments in Water Science, Elsevier, 39*: 381-395.

Custodio, E. (2002). Aquifer overexploitation, what does it mean? *Hydrogeology Journal, 10*(2): 254-277.

Custodio, E. (2010). Intensive groundwater development: a water cycle transformation, a social revolution, a management challenge. En: L. Martínez-Cortina, A. Garrido y E. López-Gunn (eds.), *Rethinking Water and Food Security*. Botín Foundation/CRC Press: 259-298.

Custodio, E. (2012). Intensive groundwater development. A water cycle transformation, a social revolution, a management challenge. En: L. Martínez-Cortina, A. Garrido y E. López-Gunn, *Rethinking Water and Food Security*. BF-CRC Press: 259-298. http://www.rac.es/ficheros/doc/00734.pdf

Custodio, E. (2013). Trends in groundwater pollution: loss of groundwater quality and related services. En: *Groundwater Governance: A Global Framework for Country Action*. Prepared by E. Custodio for IAH-UNESCO. Global Environ. Facility, GEF 10 3726: 1-76. http://www.groundwatergovernance.org/fileadmin/user_upload/groundwatergovernance/docs/Themat

Custodio, E. (2018). Las aguas subterráneas en la regulación y atenuación de las sequías a corto y largo plazo. En: A. Embid Irujo, *Sequía e inundación como fenómenos hidrológicos extremos*. Universidad de Zaragoza-Thomson Reuters Proview: 275-298.

Custodio, E. (2019). Recarga de acuíferos: una magnitud hidrológica incierta pero necesaria; situación en España según el informe RAEMIA. En: *Innovación y sostenibilidad temática: aguas superficiales y subterráneas*. Congreso Nacional del Agua 2019, Orihuela (Universitat d'Alacant): 1183-1207.

Custodio, E. (2020). Educación y ciencia para salvaguardar el derecho humano al agua: papel de las aguas subterráneas. *Boletín Geológico y Minero, 131*(4): 745-755.

Custodio, E. (2021a). Ethical and moral issues relative to groundwater. En Abrunhosa *et al*. (eds.), *Advances in Geoethics and Groundwater Management: Theory and Practice for a Sustainable Development. Advances in Science, Technology & Innovation*. Springer Nature: 9-15. https://doi.org/10.1007/978-3-030-59320-9_2

Custodio, E. (2021b). Ethical issues of intensive use of groundwater in stressed aquifers. En Abrunhosa *et al*. (eds.), *Advances in Geoethics and Groundwater Management: Theory and Practice for a Sustainable Development. Advances in Science, Technology & Innovation*. Springer Nature: 47-50. https://doi.org/10.1007/978-3-030-59320-9_11

Custodio, E. y Cardoso da Silva Jr., G. (2008). Conceptos básicos sobre o papel ambiental das águas subterráneas e os effeitos da sua explotação. *Boletín Geológico y Minero, 119*(1): 93-106.

Custodio, E. y Dolz, J. (2016). Ciencia, técnica y derecho de aguas con referencia a las aguas subterráneas. En: A. Embid Irujo (ed.), *Treinta años de la Ley de Aguas de 1985*. Universidad de Zaragoza, Thomson Reuters Proview: 209-242.

Custodio, E. y Llamas, M. R. (eds.) (1976/1983). *Hidrología subterránea*. Ediciones Omega. Barcelona: 1-2350.

Custodio, E., Llamas, M. R., Hernández-Mora, N., Martínez-Cortina, L. y Martínez-Santos, P. (2009). Issues related to intensive groundwater use. En: A. Garrido y M. R. Llamas (eds.), *Water Policy in Spain*. CRC Press / Botín Foundation: 145-164.

Dracup, J. A., Lee, K. S. y Paulson, E. G. (1980). On the definition of droughts. *Water Resources Research, 16*(2): 297-302.

Dumont, A., Mayor, B. y López-Gunn, E. (2013). Is the rebound effect or Jevons paradox a useful concept for better management of water resources? Insights from the irrigation modernisation process in Spain. At the Confluence. Selection from the 2012 World Water Week in Stockholm. *Aquatic Procedia, 1*: 64-76.

Estrela, T. y Vargas, E. (2012). Drought management plans in the European Union. The case of Spain. *Water Resources Management, 26*(6): 1537-1553.

Fernández-García, M. F., Llamas, M. R., Custodio, E. y Neila, F. J. (2021). Some basic considerations on the applied ethics to water resources management. En Abrunhosa *et al.* (eds.), *Advances in Geoethics and Groundwater Management: Theory and Practice for a Sustainable Development. Advances in Science, Technology & Innovation.* Springer Nature: 13-15. https://doi.org/10.1007/978-3-030-59320-9_3

Foster, S. S. D. (1993). Unsustainable development and irrational exploitation of groundwater resources in developing nations: an overview. En: *Aquifer Overexploitation*. International Association of Hydrogeologists, Selected Papers 3, Heise: 385-402.

GEF (2011). GEF Project on "Groundwater Governance: a global framework for country action"
(FAO, GEF IW, IAH, UNESCO-IHP, WB). Inception Meeting. 6-7 September 2011.

Gómez, C. M. y Gutierrez, C. (2011). Enhancing irrigation efficiency but increasing water use: the Jevons' paradox. http://econpapers.repec.org/paper/agseaae11/114622.htm.

Green, T. R., Taniguchi, M., Kooi, H., Gurdak, J. J., Allen, D. M., Hiscock *et al.* (2011). Beneath the surface of global change: impacts of climate change on groundwater. *Journal of Hydrology, 405*(3-4): 532-560.

Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science, 162*: 1243-1248.

Harou, J. J., Lund, J. R. (2008). Ending groundwater overdraft in hydrologic-economic systems. *Hydrogeology Journal, 16*(6): 1039-1055.

Hernández-Mora, N., Llamas, M. R. y Martínez-Cortina, L. (2001). Misconceptions in aquifer overexploitation: implications for water policy in Southwestern Europe. En: C. Dosi (ed.), *Agricultural Use of Groundwater, Towards Integration between Agricultural Policy and Water Resources Management*. Kluwer Academic Press: 107-125.

Hernández-Mora, N., Martínez-Cortina, L. y Fornés, J. (2003). Intensive groundwater use in Spain. En: R. Llamas y E. Custodio (eds.), *Intensive Use of Groundwater: Challenges and Opportunities*. Balkema, Lisse, Países Bajos: 387-414.

ICWE (1992). The Dublin statement and report of the conference. International Conference on Water and the Environment. World Meteorological Organization. Génova.

Käresdotter, E., Destouni, G., Ghajarnia, N., Lammers, R. B. y Kaandi, Z. (2010). Distinguishing direct-human effects on the global terrestrial cycle. *Earth's Futura, 10*(8), e2022EF002845.

Konikow, L. F. y Leake, S. A. (2014). Depletion and capture: revisiting "the source of water derived from wells". *Ground Water, 52*(1): 100-111.

Llamas, M. R. (1999). Efectos de —y acciones mitigantes contra— las sequías. Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. En: *El Clima y sus Efectos: Conocimiento e Incertidumbres, 93*(1): 127-135.

Llamas, M. R. (2006). Avances científicos y cambios en viejos paradigmas sobre la política del agua. *Revista Empresa y Humanismo, IX*(2): 67-108.

Llamas, M. R. y Custodio, E. (eds.) (2003). *Intensive use of groundwater: challenges and opportunities*. Balkema Publishers, Lisse: 1-478.

Llamas, M. R. y Garrido, A. (2007). Lessons from intensive groundwater use in Spain: economic and social benefits and conflicts. En: M. Giordano y K. G. Villholth (eds.), *The Agricultural Groundwater Revolution: Opportunities and Threat to Development*. Wallingford, CABI: 266-295.

Margat, J. (1992). Quel est le concept de surexploitation utile a la gestion des eaux souterraines. *Hydrogéologie, 4*: 145-152.

Margat, J. (1993). The overexploitation of aquifers. En: *Aquifer Overexploitation*. International Association of Hydrogeologists, Selected Papers 3, Heise: 29-40.

Martínez Cortina, L., Mejías, M., Díaz Muñoz, J. A., Morales, R. y Ruíz Hernández, J. M. (2011). Cuantificación de recursos hídricos subterráneos en la cuenca alta del Guadiana. Consideraciones respecto a las definiciones de recursos renovables y disponibles. *Boletín Geológico y Minero, 122*(1): 17-36.

MASE (2015). *Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: minería del agua subterránea en España.* Preparado por E. Custodio para UPC y AQUALOGY-Cetaqua, Barcelona: 1-488. http://hdl.handle.net/2117/111272

Maxwell, D., Owen, P. y McAndrew, L. (2011). *Addressing the rebound effect*. European Commission, DG Environment.

MEA (2005). *Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute, Island Press, Washington DC: 1-68.

Pfeiffer, L. y Lin, C. Y. C. (2012). *Does efficient irrigation technology lead to reduced groundwater extraction? Empirical evidence*. www.des.ucdavis.edu/faculty/Lin/PfeifferLin_irrigationtechnology.pdf

RAEMIA (2019). *Recarga natural a los acuíferos, metodología y soporte de la isotopía del agua. Aplicación a la planificación hidrológica y conocimiento de las aguas subterráneas en España*. Preparado por E. Custodio para la Universidad Politécnica de Cataluña y Suez Solutions–CETAQUA, Barcelona. UPC e-book: 1-1206. http://hdl.handle.net/2117/182282

Rogers, P., Silva, R. D. y Bhatia, R. (2002). Water is an economic good. How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water Policy, 4*: 1-17.

Rossi, G., Cancelliere, A., Pereira, L., Oweis, T., Shatanawi, M. y Zairi, A. (eds.) (2003). *Tools for drought mitigation in Mediterranean regions*. Kluwer Academic Publishers, Londres.

SASMIE (2017). *Salinización de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles*. Preparado por E. Custodio para la Universidad Politécnica de Cataluña y Suez Solutions–CETAQUA, Barcelona. UPC e-book: 1-852. http://hdl.handle.net/2117/111515

Taylor, R. G., Scanlon, B., Döll, P., Rodell, M., Van Beek, R., Wada, Y. *et al.* (2013). Ground water and climate change. *Nature Climate Change*, 3 April 2013. www.nature.com/natureclimatechange

Ward, F. A. y Pulido-Velázquez, M. (2008). Water conservation in irrigation can increase water use. *Proceedings National Academy of Sciences of the USA, 105*(47): 1821.

Zetland D. (2014). *Living with water scarcity*. Aquanomics Press, Ámsterdam: 1-98. http://livingwithwaterscarcity.com/

03

Aspectos de **gestión** y **socioeconómicos** del **agua subterránea**



3.1.
Gestión del agua

Diferentes definiciones de gestión se pueden encontrar en Varady *et al.* (2015). Hacen referencia a las operaciones, frecuentemente diarias, rutinarias, prácticas y efectivas, para lograr ciertos objetivos predeterminados. La acción política, o simplemente la política, supone un conjunto de decisiones orientadas a una finalidad a largo plazo o para resolver un cierto problema. Se refiere a cualquiera de los sectores de la sociedad que tenga un interés en la gobernanza, a cualquier nivel (Varady *et al.*, 2015). Es un camino o método de acción definido para guiar y determinar las condiciones actuales y futuras (FAO, 2011).

Los contenidos de la gestión de los recursos naturales han ido cambiando a lo largo del tiempo. La evolución parte del énfasis en ingeniería y soluciones técnicas en el pasado, hacia una mayor atención a la gestión integrada que tenga en cuenta el aprendizaje cultural y social, y hacia la sostenibilidad.

La gestión puede hacerse tanto en un marco sectorial como integrado, de ámbito general o local. En cualquier caso, la gestión debe respetar los principios generales de igualdad, solidaridad, subsidiariedad, precaución y participación.

La buena gestión del agua requiere conocer el sistema de agua en el tiempo y en el espacio y los fundamentos de la valoración y política de gestión (Van Rijswick *et al.*, 2014). El conocimiento hace falta para que el proceso de organización pueda lograr el nivel de servicio acordado. Este proceso de organización precisa que los usuarios se involucren suficientemente, conocer cómo negociar los objetivos sociales, atribuir responsabilidades, autorizaciones y los medios que las soportan, y regulaciones y acuerdos. La implementación del nivel de servicio acordado necesita infraestructura, implantación y modos de resolver los conflictos.

La gestión del agua subterránea es parte de la gestión de los recursos de agua y es una evolución necesaria desde las etapas de desarrollo (Kemper, 2004). Es preciso entender y considerar sus peculiaridades y complejidades, tanto en lo que hace referencia a la cantidad como a la calidad, y su relación con los otros recursos de agua, así como la interdisciplinaridad y el requisito de participación de los usuarios (Barthel *et al.*, 2004). En especial hay que tener presente e internalizar la lenta y amortiguada respuesta a los cambios y la necesidad de observación y vigilancia de un amplio territorio con numerosos puntos

de observación, lo que puede ser costoso y conlleva dificultades de acceso, además de que la frecuencia de las observaciones es menor que para las aguas superficiales, lo que no favorece la instalación de sistemas automatizados.

En la gestión de los recursos de agua, desde hace dos décadas el concepto de gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH) (*Integrated Water Resources Management*, IWRM) se ha ido imponiendo en múltiples ambientes internacionales, nacionales y académicos. La definición de uso más frecuente es la del Global Water Partnership (GEF, 2003, 2016; Van Rijswick *et al.*, 2014): la gestión integrada de los recursos de agua es un proceso que propicia el desarrollo y gestión coordinadas del agua, terreno y recursos relacionados, para maximizar el bienestar económico y social de forma equitativa, sin comprometer la sustentabilidad de los ecosistemas vitales (Jønch-Clausen, 2004). Es algo general y amplio (Grigg, 2008; Jakeman *et al.*, 2016; Jakeman *et al.*, 2016; Custodio, 2022), pero que tiene poca repercusión práctica, ahora y en el futuro, en cuanto a la gestión del agua (Van Rijswick *et al.*, 2014), pues deja muchas preguntas sin respuesta. Su realización en casos reales se puede hacer mediante el análisis de los factores de presión-estrés plasmados en un conjunto de cuestiones (Luna-Pérez, 2022).

Cada situación debe abordarse en su propio contexto. Como visión institucional, la gestión es un concepto abstracto que se orienta al uso responsable del agua dentro del amplio espectro de las diversas dependencias sectoriales (Martínez-Santos *et al.*, 2014; López-Gunn *et al.*, 2014). También cabe una visión más técnica, en la que los objetos son las diferentes fuentes de agua de un determinado lugar, en general extenso, para conseguir su mejor uso técnico, económico y social mediante la integración para su gestión. Uno de los planteamientos es el de la compatibilidad y acuerdo entre los usos agrícolas y urbanos (Cubillo, 2010) y con el medioambiente. A pesar de algunos casos exitosos de aplicación del GIRH, su implementación práctica es a menudo elusiva, posiblemente debido a que su amplitud conceptual es también su debilidad.

Una importante objeción a una actuación y gestión dominada por condicionantes políticos es la de la larga duración de los efectos asociados, en especial los referentes a la explotación y alteraciones del agua subterránea, que rebasa lo que es común en el devenir político. Por lo tanto, no se valora adecuadamente el futuro, al que se pueden trasladar costes que deberían haber sido asumidos dentro de una determinada legislatura política, además de posibles mermas del patrimonio hídrico, sin que estas pérdidas vayan acompañadas de los correspondientes réditos compensatorios. Eso es especialmente cierto para las grandes obras hidráulicas que se desarrollan a lo largo de varias décadas y para los acuíferos de tamaño mediano y grande en los que la respuesta ante acciones progresa durante décadas.

La gestión del agua tiene costes económicos, además de políticos, y estos son notables en el caso de una gestión integrada de los recursos de agua. Estos costes están justificados cuando se produce un gran uso de agua en actividades económicamente productivas. Pero en casos más sencillos y de carácter más local puede haber soluciones más baratas, efectivas y oportunas que la integración, aunque sean menos eficaces (Giordano y Shah, 2014).

No es raro que la gestión y la gestión integrada sean impuestas por organismos suprarregionales, supranacionales o internacionales, como consecuencia de préstamos condicionados o debido a presiones económicas y políticas, y pueden incluir subsidios manejados a nivel superior, para satisfacer a la población. Pero allí donde la productividad económica del agua es elevada, esas influencias pesan poco.

El marco más apropiado de gestión de los importantes y dominantes recursos de agua subterránea puede que no sea la cuenca hidrográfica, y con frecuencia no lo es, sino el acuífero o agrupación de acuíferos de tamaño suficiente.

En 2015, la ONU aprobó la Agenda 2030 sobre el Desarrollo Sostenible como una oportunidad para que los países y sus sociedades emprendan un nuevo camino para mejorar la vida de todos, sin dejar a nadie atrás. La Agenda 2030 cuenta con 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible, que incluyen desde la eliminación de la pobreza hasta la lucha contra el cambio climático, la educación, la igualdad de la mujer, la defensa del medioambiente o el diseño de las ciudades. El Objetivo 6 está dedicado al agua limpia y al saneamiento, y dentro de él se presentan las siguientes metas para el horizonte 2030:

- 6.1. Lograr el acceso universal y equitativo al agua potable a un precio asequible para todos.
- 6.2. Lograr el acceso a servicios de saneamiento e higiene adecuados y equitativos para todos y poner fin a la defecación al aire libre, prestando especial atención a las necesidades de las mujeres y las niñas y las personas en situaciones de vulnerabilidad.
- 6.3. Mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando el vertido y minimizando la emisión de productos químicos y materiales peligrosos, reduciendo a la mitad el porcentaje de aguas residuales sin tratar y aumentando considerablemente el reciclado y la reutilización sin riesgos a nivel mundial.
- 6.4. Aumentar considerablemente el uso eficiente de los recursos hídricos en todos los sectores y asegurar la sostenibilidad de la extracción y el abastecimiento de agua dulce para hacer frente a la escasez de agua y reducir considerablemente el número de personas que sufren falta de agua.
- 6.5. Implementar la gestión integrada de los recursos hídricos a todos los niveles, incluso mediante la cooperación transfronteriza, según proceda.
- 6.6. Proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos los bosques, las montañas, los humedales, los ríos, los acuíferos y los lagos.
- 6.7. Ampliar la cooperación internacional y el apoyo prestado a los países en desarrollo para la creación de capacidad en actividades y programas relativos al agua y el saneamiento, como los de captación de agua, desalinización, uso eficiente de los recursos hídricos, tratamiento de aguas residuales, reciclado y tecnologías de reutilización.
- 6.8. Apoyar y fortalecer la participación de las comunidades locales en la mejora de la gestión del agua y el saneamiento.

En el caso de España, se alcanzan las dos primeras metas, pero puede ser difícil conseguir en 2030 las otras metas para muchas de las MASb (masas de agua subterránea). El estudio de su realidad y capacidad para lograrlo es un reto, no obstante, su consideración va más allá de los objetivos y posibilidades del presente trabajo.

Hay otros Objetivos de Desarrollo Sostenible que de manera directa o indirecta también afectan al ciclo del agua. Entre ellos cabe destacar:

- ODS7: Energía limpia y asequible.
- ODS9: Industria, innovación e infraestructuras.
- ODS11: Ciudades y comunidades sostenibles.
- ODS12: Consumo y producción responsable.
- ODS13: Acción climática.
- ODS15: Vida terrestre.

3.2.
Gestión sostenible de los recursos de agua y del agua subterránea

El uso sostenible (sustentable) de los recursos es un importante aspecto de la gestión al que se presta cada vez más atención, y no solo en cuanto a las implicaciones.

La definición de sustentabilidad (sostenibilidad) es compleja y tiene interpretaciones controvertidas, además de ser difícilmente expresable en términos económicos. Esta designación contiene imprecisiones en su definición, como todo vocablo cuyo uso se generaliza y acaba aplicándose a múltiples cosas, bajo diferentes perspectivas y con intenciones varias.

La sostenibilidad tiene múltiples aspectos, es multifacética. Entre esos aspectos interesan aquí los que hacen referencia al uso del agua y del agua subterránea, como recurso (Llamas *et al.*, 2007; Villarroya y Aldwell, 1998) que debería basarse en la evidencia de que dicha gestión puede alcanzar los objetivos si se dispone del mejor conocimiento posible y se presenta de modo que sea entendible por los no expertos (Guillaume *et al.*, 2014). La sostenibilidad del uso del agua subterránea ha sido considerada repetidas veces y se han hecho comparaciones entre las situaciones en distintas áreas (Rinaudo *et al.*, 2020). Se ha estudiado en detalle en Australia (Cook *et al.*, 2022).

En la sostenibilidad del abastecimiento urbano de agua se trata de compatibilizar tres ejes, de modo que ninguno de ellos prevalezca sobre los otros (Cabrera, 2012):

- Eje ambiental: está relacionado con las infraestructuras necesarias para disponer de agua de calidad en las viviendas, lo que implica desviar el agua de su camino natural, en lo posible minimizando impactos.
- Eje económico: las infraestructuras son caras y necesitan grandes inversiones, frecuentemente realizadas a lo largo de muchas décadas y que supusieron gastar buena parte de los recursos económicos de los que se disponía. Su conjunto conforma un patrimonio de gran valor, que solo cumplirá con los objetivos de calidad y eficiencia si están en buen estado, lo que requiere inversiones notables.
- Eje social: comprende el derecho del hombre al agua y al saneamiento e incluye objetivos sociales que compatibilizar con los ambientales y económicos.

Ya desde la década de los cincuenta se plantearon en Israel y en las áreas semiáridas de los Estados Unidos lo que se designó como "caudal seguro de explotación" (*safe yield*), con diversos matices (Custodio y Llamas, 1976/1983; Bredehoeft, 1997). No existe resultado definido, sino una serie de condicionantes restrictivos a medida que avanza el conocimiento y se es más consciente del medioambiente en relación con las aguas subterráneas y el riesgo de degradación poco reversible de la calidad. Es lo que ha ido evolucionando hacia la gestión de las aguas subterráneas en un contexto de buena gobernanza.

3.3.
Instrumentos de gestión de las aguas subterráneas

El que gestiona las aguas subterráneas dispone de un amplio conjunto de instrumentos de evaluación, planificación, control y cambio del comportamiento, que se basa en la existencia de varias instituciones. Estos instrumentos son (Varady *et al.*, 2013):

- Instrumentos técnicos, tales como reconocimiento territorial, observación de la cantidad y calidad del agua subterránea, diversos análisis diagnósticos y estimaciones del caudal explotable de forma sustentable.
- Instrumentos de gestión y de planificación, tales como planes de uso integrado, evaluación del impacto ambiental, establecimiento de perímetros de protección, definición de responsabilidades y papel de las distintas instituciones de gestión del agua subterránea.
- Instrumentos de regulación, tales como derechos de propiedad y uso del agua subterránea, permisos y registro de pozos, acreditación para perforar, límites de extracción, prohibiciones de ciertas actividades humanas peligrosas que comportan riesgo de contaminación.

- Instrumentos económicos, tales como precios del agua subterránea, tasas ambientales, comercio de agua y derechos, y mercados de agua subterránea.
- Instrumentos para cambiar el comportamiento, tales como enseñanza e información compartida.

Las herramientas clásicas del gestor de aguas subterráneas consisten en una amplia variedad de instrumentos para asesorar, controlar y modificar el comportamiento y se basan en la existencia de varias instituciones (Varady *et al.*, 2015). El conjunto de herramientas incluye, entre otras, instrumentos técnicos, de gestión y planificación, reguladores y económicos. En la tabla 3.1 se listan posibles instrumentos (herramientas) de acción política para la gestión de la cantidad y la calidad del agua subterránea.

Tabla 3.1. Relación de instrumentos de acción política para la gestión de la cantidad y la calidad del agua subterránea (López-Gunn *et al.*, 2011)

- → Estándares y regulaciones
- → Limitaciones en el caudal de la bomba o en el volumen anual extraído
- → Criterios de uso seguro conforme a la Directiva Marco del Agua europea
- → Prohibiciones en áreas críticas para determinados usos y riego de cultivos de bajo valor
- → Tasa al bombeo o al volumen extraído y responsabilizaciones económicas por externalidades negativas
- → Medir con contador la extracción y/o el consumo eléctrico
- → Incentivos económicos de acuerdo con el mercado
- → Tasa al recurso de agua subterránea para gestión del acuífero y al derecho sobre el recurso
- → Emisión de permisos negociables, con o sin límite superior en extracciones totales
- → Mercados del agua en sus varios aspectos y finalidades, incluyendo caudales ecológicos
- → Programa de compensación destinado a terceros, por el área de origen u otros
- → Recuperación total de costes
- → Bancos de agua
- → Planificación administrativa y medidas de educación
- → Zonificación del agua subterránea, por ejemplo, por vulnerabilidad a la contaminación
- → Comités informales
- → Planificación del uso del territorio que considere especies invasivas, recarga y efecto del bosque
- → Educación, tal como servicios de extensión y formación
- → Educación política en cuanto al valor del agua subterránea
- → Campañas de información al público y educación civil, por ejemplo, sobre el valor del agua subterránea
- → Listados de cumplimientos
- → Incentivos para emprendedores privados, tales como franquicias en relación con la energía
- → Restricciones autoimpuestas a los derechos
- → Acuerdos voluntarios en la gestión del agua subterránea
- → Consejos sobre el agua que traten de la gestión del agua subterránea
- → Observación apoyada en sistemas de información geográfica
- → Reutilización del agua
- → Recolección del agua de lluvia
- → Recarga artificial
- → Mejora de las técnicas de riego
- → Si es posible, cambios en el tipo de cultivo por los de mayor valor añadido y supresión de los riegos de gran uso de agua

La gestión del agua subterránea puede ser compleja, pues pueden aparecer obstáculos administrativos diversos (Howe, 2002). Las principales barreras para la buena gestión del agua subterránea son (Varady *et al.*, 2015):

- Inercia y resistencia al cambio.
- Comportamiento que busca prioritariamente las ganancias.
- Problemas de encaje temporal y espacial.
- Problemas de protagonismos.
- Deficiencias de información.
- Modelos conceptuales limitados y mal encuadrados de los recursos de agua subterránea.
- Insuficiente participación pública.

La experiencia mundial en situaciones de escasez (López-Gunn y Llamas, 2008) muestra dos posibles líneas de instrumentos. Una de ellas es la de los mercados de agua, en los que el agua se gestiona como un bien privado, y la otra es la acción colectiva de un recurso común (Schlager y López-Gunn, 2006). Los mercados tienden a no considerar los efectos sobre terceros y el ambiente. Su buen funcionamiento requiere una buena cooperación estatutaria entre los interesados. Por otro lado, la manera institucional demanda instrumentos económicos cuidadosamente diseñados, a modo de incentivos que promuevan una mayor flexibilidad en la implementación de las tomas de decisiones. Esto se desarrolla más adelante.

Algunos valores relacionados con las funciones y usos del agua no son intercambiables por dinero de forma consistente, tales como la salud, la cohesión social, la sustentabilidad de un humedal o el respeto a los derechos humanos. Hay aspectos que hacen que un mercado del agua no sea apropiado para gestionar valores que dicho mercado no reconoce (Arrojo, 2021). Dos de los problemas más serios que podrían ser tratados como de escasez mediante mercados de agua son los de explotación intensiva y el exceso de atribuciones de derechos sobre la real disponibilidad de caudales en ecosistemas. Ambos problemas se han creado por una gestión no sustentable, lo que no se toma en cuenta en los mercados del agua. Algunos posibles pasos para abordar los problemas son:

- Separación del agua de la tierra para permitir la utilización del agua.
- Desregulación del comercio de derechos del agua entre usuarios y entre diferentes usos.
- Transición desde precios regulados públicamente, con recuperación de costes y sin beneficio, hacia precios de mercado de agua.
- Aumento de la apropiación privada del agua, marginación de usuarios vulnerables y no consideración de terceros afectados y valores no productivos.
- Consideración del ambiente como un actuante más del mercado, forzando así al Estado a comprar derechos de agua para asegurar la sustentabilidad de los ecosistemas.

El control de la contaminación difusa agrícola es una tarea difícil y los instrumentos económicos no consiguen buenos resultados debido a la escasa información y a que los problemas derivan de la economía de la fertilización y no de la del agua. El éxito de una política para reducir dicha contaminación requiere la cooperación entre agricultores. Los mejores instrumentos para disminuir la contaminación por salinidad y nutrientes son el establecimiento de límites medibles de la carga contaminante.

En acuíferos intensamente explotados y con consumo real o posible de reservas, cabe plantear dos escenarios de gestión planificada (Foster y Loucks, 2006; Jarvis, 2013):

- Consumo continuado de reservas de agua subterránea (minería del agua subterránea), que supone:
  - Plan de minería del agua subterránea, con consideración de lo que hay que hacer en el futuro tras el agotamiento práctico, que no tiene por qué coincidir con el físico o por calidad:

  - Recurso a fuentes de agua alternativas convencionales (tomadas de un territorio más extenso, trasvases) o no convencionales (desalinización, regeneración de aguas usadas).
  - En lo posible reubicar a usuarios y usos (típico de la minería convencional).

- Permisos condicionados en cuanto a localización de captaciones, profundidad y extracciones (caudal y volumen total).
- Tasas sobre el agua, de modo que lo recaudado contribuya por lo menos a pagar las estrategias posteriores, lo que conlleva la difícil tarea de guardar parte de los beneficios para correcciones y compensaciones futuras.

- Recuperación, que supone:

- Plan de estabilización y de posible recuperación del acuífero, estableciendo prioridades de uso y en su caso los usos que deben disminuir o ser eliminados.
- Establecer zonas en las que graduar la intensidad de las actuaciones.
- Clausura de parte de los pozos.
- Permisos condicionados en cuanto a localización de captaciones, profundidad y caudales.
- Medidas para gestionar la demanda de agua.

La figura 3.1 muestra los posibles escenarios de evolución de un acuífero con minería del agua subterránea según las decisiones de gestión que se adopten. Estos escenarios son los de: a) continuar con el agotamiento, pero de forma planificada, b) buscar la estabilización general a partir de un determinado momento y c) recuperación gradual de acuerdo con una planificación.

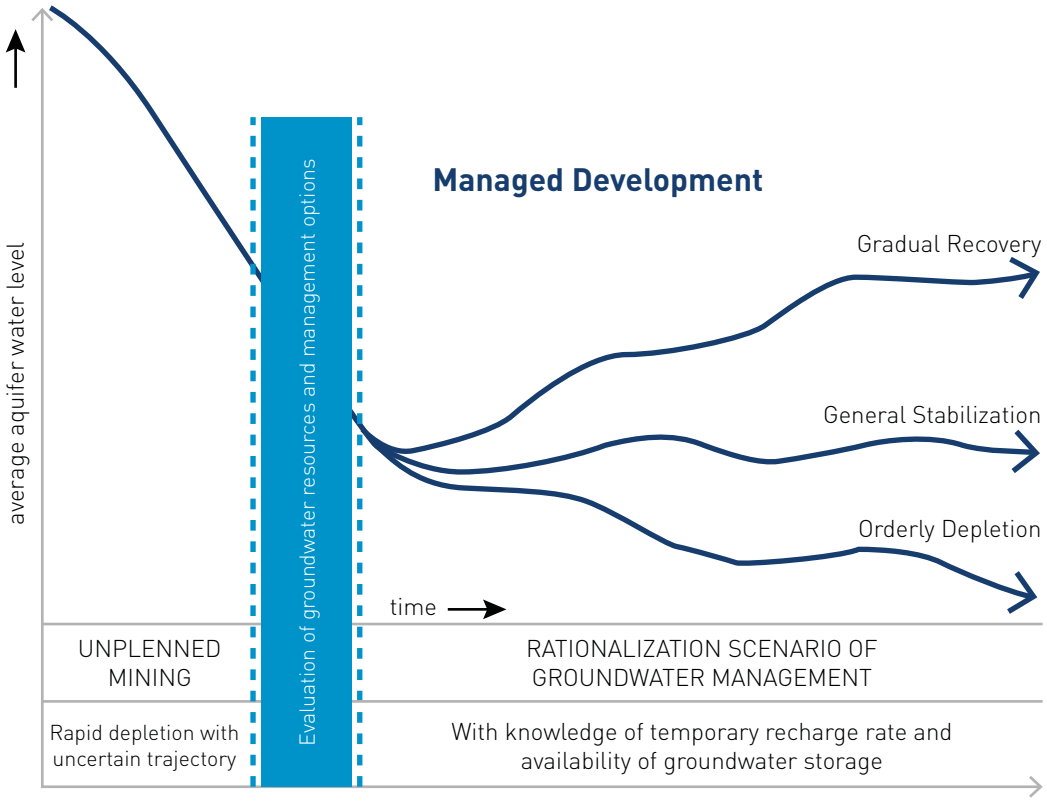


Figura 3.1. Escenarios de evolución de un acuífero con minería del agua subterránea según las decisiones de gestión que se adopten (Foster y Loucks, 2006)

En los casos que se suelen calificar como de escasez de agua (escasez estructural, sequía estructural), la tendencia general es aportar y ofertar más agua (Martínez-Fernández y Esteve-Salma, 2000). Se prefiere el continuismo en las actividades por presión de los usuarios de agua, social y mediática, y también por conveniencia política e inercia administrativa. Esta oferta puede darse trayendo recursos de agua superficiales o subterráneos desde áreas más alejadas, reutilizando el agua usada (en general la urbana, tras su tratamiento, incluso con reducción de salinidad), desalinizando agua marina en áreas costeras, desalobrando aguas subterráneas salobres locales o próximas, o simplemente aceptando que continúe el uso minero del acuífero, aunque no sea sostenible a largo plazo. Esto conlleva un coste creciente del agua puesta a disposición.

No es raro que se subvencione la oferta de agua para mantener la actividad económica existente, en general el regadío, y así obtener réditos políticos en muchos casos.

La explotación intensiva de agua subterránea tiene efectos económicos que repercuten en la política del agua (Llamas y Custodio, 2003). La posible existencia de minería del agua subterránea suele ir ligada a la escasez de recursos, aunque no necesariamente. No es raro un uso oportunista y especulativo del agua, buscando las mayores ganancias privadas en cierto momento y coyuntura, con frecuencia en detrimento del interés común y del medioambiente.

En áreas áridas y semiáridas es frecuente tratar de controlar la escasez de agua otorgando derechos de agua por las instituciones que legalmente lo pueden hacer, pero esto puede llevar a notables conflictos judiciales, en especial cuando hay derechos adquiridos e históricos —reales o asumidos— y las concesiones no se han ajustado a un buen conocimiento de los recursos de agua del acuífero y a la percepción bien formada de los usuarios, sino a criterios de otra índole.

Otra manera de abordar la escasez de agua es la de reducir su uso mediante gestión de la demanda. Es normalmente difícil, requiere instituciones y actuaciones poco experimentadas, es de lento establecimiento y sus resultados son a veces poco visibles y, por lo tanto, de escaso valor político. En general se necesitan inversiones, desde moderadas a elevadas, según los casos. Tales son las actuaciones para disminuir las fugas y pérdidas y para aumentar la eficiencia del uso del agua, por ejemplo, mediante técnicas modernas de riego, aunque ello suele conllevar un aumento del consumo energético y puede tener efectos contrarios (efecto rebote).

Los planteamientos que suponen un cambio de paradigma en el uso del agua son mucho menos frecuentes y generalmente van acompañados de un cambio de actividad cultural importante y un aumento de las relaciones de intercambio de productos con otras áreas. Este cambio de paradigma es similar al que se realizó con el paso del secano al uso intensivo del agua subterránea. Se buscan efectos positivos, por lo menos a medio plazo, pero suelen aparecer efectos negativos que hay que corregir y compensar. Para realizar un cambio de paradigma se requiere mirar al futuro y vencer inercias, en especial cuando dicho cambio supone esfuerzos adicionales, notables resistencias y algunos traumas. Sin embargo, en muchos casos es el camino que seguir, a menos de incrementar y agudizar los problemas del presente.

En muchas ocasiones, la gestión pública del agua conlleva subvenciones explícitas y encubiertas. Sucede habitualmente cuando se trata de agua destinada a la agricultura. Sin embargo, la explotación del agua por los particulares —que es el caso más frecuente para las aguas subterráneas— no suele recibir subvenciones o estas están incluidas en otras acciones en un contexto más amplio, como la subvención a la energía. Las subvenciones son socialmente buenas cuando se dirigen a promover acciones convenientes o a paliar situaciones difíciles, a condición de que sean claras, bien especificadas, durante un tiempo limitado no prorrogable y con un estricto control de la buena y eficaz aplicación para objetivos bien delimitados. De otro modo aparecen y se consolidan efectos perversos (Myers y Kart, 1998).

El concepto de interés general, ampliamente aplicado en España para realizar obras e inversiones públicas, en el caso del agua suele encubrir muchas veces subvenciones a fondo perdido que pueden llevar a incrementar la oferta de agua y la problemática que se deriva. La sustitución del clásico análisis coste-beneficio por el de coste-eficacia (Arrojo, 2013) se apunta como un camino de revisión, de modo que el énfasis pase de la rentabilidad económica a la sustentabilidad bajo una óptica ambiental. El análisis coste-eficacia en una variante del análisis coste-beneficio, aplicable cuando se carece de precios para valorar el conjunto de objetivos, pero se tienen precios para evaluar el coste que comporta realizar esos objetivos. El mejor programa es aquel que permite alcanzar el objetivo con menor coste y, a igualdad de coste, el que permite maximizar el objetivo.

3.4. Planes hidrológicos

Una importante dificultad en las actuaciones y gestiones dominadas por condicionantes políticos es la de la larga duración de los efectos asociados, en especial los referentes a la explotación y alteraciones del agua subterránea, que rebasa lo que es común en el devenir político y la percepción temporal humana. Por lo tanto, no se valora adecuadamente el futuro, al que se pueden trasladar costes que deberían haber sido asumidos dentro de una determinada legislatura política, además de posibles mermas del patrimonio hídrico.

Las decisiones a medio y largo plazo, de lustros a algunas décadas, han de estar informadas y controladas dentro de una planificación flexible, con apoyo político. Esta planificación y su actualización y redireccionamiento deberían estar aconsejadas por las instituciones de una sociedad civil bien estructurada y representativa, en la que las instituciones académicas y de investigación tienen un papel importante, pero que deben compartir con los otros estamentos.

Al Gobierno le corresponde preparar planes hidrológicos que sean el marco de la gestión. Se han de tener en cuenta el medioambiente y la existencia de sistemas intensivamente explotados, a veces con recursos concedidos en exceso y las circunstancias sociales y económicas y los requerimientos éticos y morales. Estos planes se deben haber consultado y en lo posible consensuado con todos los usuarios. Deben basarse en el mejor asesoramiento científico y socioeconómico, para producir resultados ecológicamente aceptables al tiempo que se asegura la disponibilidad del recurso a los usuarios, además de considerar si con la extracción que se planifica se alcanzarán las condiciones deseadas en el futuro. Esto es especialmente importante para las aguas subterráneas, dada la lenta respuesta a las acciones.

La independencia de actuación del gestor puede estar comprometida por los profesionales del agua, que tienen o argumentan normas propias que pueden condicionar y controlar las formas de actuar. Así, la presión externa inhibe que se adopten acciones de gestión apropiadas para situaciones específicas, como la escasez de agua. Por ejemplo, la presión debida a la creciente población y los abastecimientos desestabilizados ambiental y políticamente favorecen que las rupturas, fugas y fallos sean más frecuentes y costosos (Zetland, 2009).

Una pregunta frecuente en planificación de los recursos de agua, en especial en áreas áridas y semiáridas con gran demanda, es qué volumen o caudal de recursos de agua se pueden detraer de los sistemas naturales para abastecer la demanda. Es algo que debe decidir cada país y administración del agua y que no se explicita en la Directiva Marco del Agua europea, aunque se incide en que no haya degradación.

Para afrontar la lenta respuesta de las aguas subterráneas a las acciones externas, se requieren conocimientos específicos por los distintos estamentos de la toma de decisiones. La pregunta correcta no

es qué cantidad de recursos de agua están disponibles, sino cuánto cambiará el sistema tras producir beneficios sociales netos, sin que se produzcan efectos negativos socialmente inasumibles. No hay una solución única, sino un conjunto de soluciones. Decidirse por una de ellas es la responsabilidad de los gestores y administradores del agua, de los usuarios e interesados, de la sociedad civil y de los políticos, aplicando principios éticos y morales, pero no de los hidrólogos e hidrogeólogos, cuyo papel es el de aportar análisis e información basados en un suficiente conocimiento científico y técnico, en datos fidedignos y bien interpretados y en una evaluación de la incertidumbre.

Como los acuíferos almacenan y distribuyen el agua subterránea y mejoran la calidad del agua infiltrada, pueden ser usados como infraestructuras naturales en la gestión del agua para adaptar el ciclo del agua a las necesidades humanas, frecuentemente de forma más económica y eficaz y menos agresiva y consumidora de energía que las infraestructuras artificiales, pero se modifica el ciclo hidrológico, con efectos ambientales que pueden ser notorios y complejos. Estos efectos son externalidades negativas directas, indirectas o intangibles.

La sensibilidad humana ha evolucionado más despacio que las herramientas de actuación y ha creado desequilibrios cuando el crecimiento económico y la productividad han dominado el comportamiento y la visión de los humanos, dejando de lado la ética y la moral. De ahí los problemas ambientales y sociales derivados que existen actualmente. A esto se suma el hecho de que la sociedad y el ambiente no son estacionarios y evolucionan, incluyendo el clima. Por un lado, para corregir efectos se requiere esfuerzos para los que no se aplican suficientes esfuerzos económicos por priorizar otros aspectos sociales y, por otro lado, se pretende que no evolucione lo que está inevitablemente cambiando y cuyos efectos no son permanentemente mitigables y deben abordarse cambios globales. En cualquier caso, los recursos de agua no deben utilizarse ética y moralmente para obtener beneficios políticos o ideológicos ni para coaccionar.

3.5.
Uso y asignación de los recursos de agua y de agua subterránea

El agua es un recurso esencial y también económico. Puede ser considerada de varias maneras (Kahil *et al.*, 2014): a) como un bien privado, con exclusión y rivalidad en el consumo, b) como un bien comunal, sin exclusión, pero con rivalidad en el consumo y c) como un bien público, sin exclusión ni rivalidad en el consumo. La forma en que se considere afecta a la gestión. Frecuentemente, la asignación del agua a distintas finalidades y usos, incluido el medioambiente, es institucional y requiere cooperación.

En la mayor parte de los países, el agua subterránea ha sido, y en la práctica aún es, un bien de acceso común (un bien del común o comunal), es decir, disponible para todos los que tengan posibilidad de perforar para acceder a ella, y bombearla cuando sea necesario, aunque en muchos casos esa posibilidad está limitada por la propiedad del terreno y los permisos para acceder al mismo y utilizarlo. Actualmente las aguas subterráneas son en general un dominio público administrado por el Gobierno y con reglas y limitaciones para el acceso.

El libre o casi libre acceso a las aguas subterráneas es la causa de que en numerosos casos se haya llegado a situaciones preocupantes de descenso de niveles, interferencias, consumo de reservas, pérdidas de calidad y afecciones ambientales, en aumento progresivo. Cabe considerar una situación como la que Hardin (1968) denominó "tragedia de los comunes", según la cual el resultado final del libre acceso es el agotamiento del recurso, en cantidad o en calidad. Un primer análisis general de los datos parece apuntar que esto es lo que ha sucedido y sucede con la explotación de las aguas subterráneas. Pero la realidad es otra, debido a que el coste de las externalidades acaba por limitar las extracciones,

selecciona los usos más provechosos y lleva a intervenciones públicas y de la sociedad y/o del conjunto de explotadores y usuarios para la conservación. Sin embargo, estas acciones no se producen generalmente hasta que se ha producido un grado de "deterioro" importante. Esto es un notable peaje a pagar para llegar a situaciones sustentables. Las reacciones para el control y búsqueda de la sustentabilidad aparecen antes cuanto más detallada, adecuada y elaborada sea la información de que disponen los gestores, explotadores y usuarios del acuífero, así como los ciudadanos, directamente o a través de sus instituciones y de las de la sociedad civil.

En el modelo de Gisser-Sánchez (Gisser y Sánchez, 1980) se considera que el acuífero es libre, como una bañera de conductividad hidráulica infinita, de modo que las respuestas a las excitaciones son instantáneas y uniformes. Así, la distribución espacial de los explotadores del recurso y los descensos del nivel piezométrico no afectan a las decisiones de extracción futuras. El modelo también considera una recarga constante y conocida, retornos mantenidos iguales, pluviometría media, separación entre las aguas subterráneas y las superficiales y acuífero de gran espesor. Puesto que el estado estacionario no tiene asociada una variación del almacenamiento de agua, la estimación del aumento del bienestar del modelo debido a una gestión óptima excluye la externalidad de almacenamiento (Katic y Grafton, 2012).

Las evoluciones previsibles son las presentadas en la sección 2.5 del capítulo 2, con una evolución no sustentable hacia una nueva situación de escasez no mejorable con la intervención pública tras el análisis de un sistema ilimitado y con reacciones sin retraso respecto a las acciones. Según el modelo de Gisser-Sánchez, se llega al mismo resultado económico final tanto con instrumentos institucionales de control como sin ellos. Esto reduce la importancia de las instituciones, que serían innecesarias, salvo para tratar de reconducir las etapas intermedias con el menor estrés y daño posible.

Pero el resultado anterior depende de las hipótesis, premisas y estructura del correspondiente modelo analítico, que es muy simplista y tiene deficiencias en cuanto a las condiciones en que se plantea el problema. En la realidad hay limitaciones físicas, cuya consideración, aun en supuestos simples, hace que cierto grado de control institucional suponga una significativa mejora económica, en general (Koundouri, 2004) y en particular (Esteban y Albiac, 2011; Esteban y Dinar, 2013), con matices propios en el caso de las aguas subterráneas (Grönwall y Danert, 2020).

Los modelos de extracción heterogénea del agua subterránea proporcionan un conocimiento mucho mejor de la economía de la extracción de agua subterránea, en especial con modos de extracción presumiblemente óptimos y la ubicación precisa de nuevas captaciones, que no es correcta en el caso homogéneo, salvo que el almacenamiento de agua subterránea sea independiente de la ubicación de nuevos extractores.

La figura 3.2, la misma que la de la sección 2.5 del capítulo 2, muestra la evolución idealizada a lo largo del tiempo del caudal de extracción de un acuífero grande y de los costes asociados a la profundización de niveles del agua subterránea en dos situaciones extremas:

- Control estricto de la explotación que limite la extracción a una fracción de la recarga: se consigue mantener descensos pequeños con costes del agua subterránea extraída poco incrementados, pero la extracción la hacen los primeros en acceder al recurso o los que han recibido esos derechos de algún modo y en cantidad limitada, sin incentivo para un uso socialmente eficiente; se requirieren reglas y actuaciones de control costosas y que deben ser eficaces.
- Sin control: el caudal de extracción crece continuamente si la demanda de agua también lo hace, con aumento progresivo de la profundidad del nivel del agua subterránea y por lo tanto de su coste de extracción, de manera que esto obliga a que se aplique en usos cada vez más eficientes y que puedan pagar mayores costes; de ese modo, los usos económicamente marginales van desapareciendo

(Harou y Lund, 2008) y al fin se llega a un valor similar al del control estricto, pero tardíamente y en general con agua más cara (mayor descenso final), pero con escaso gasto administrativo y de control. En el entorno del máximo de extracción se puede haber originado una crisis de agua, con eliminación de los más débiles económicamente y, posiblemente, con daños sociales importantes, la quiebra de actividades cuyas inversiones pueden no haberse amortizado y el inicio de un desempleo progresivo. Sin embargo, la realidad muestra que la evolución real de los acuíferos, en especial los de tamaño medio a grande, es lo suficientemente lenta como para que los reajustes sociales se puedan hacer en la mayoría de los casos sin grandes traumas, aunque no sin ciertos daños y tensiones.

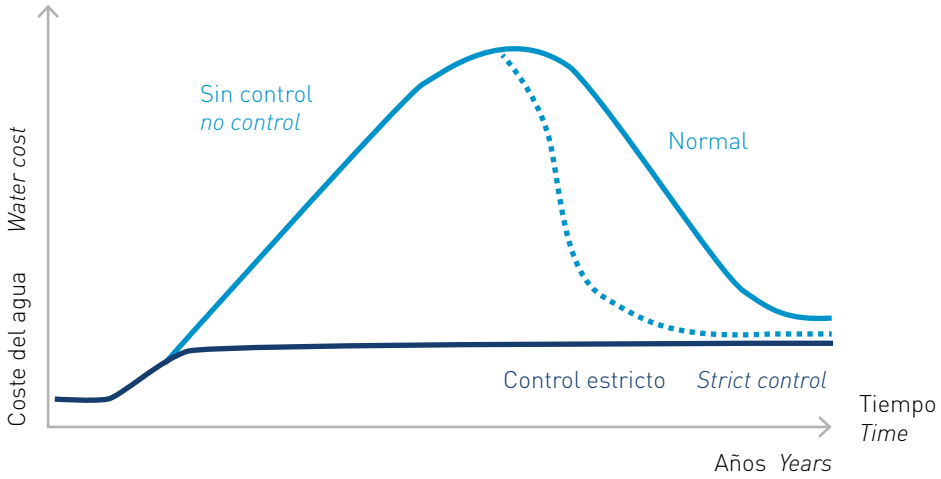


Figura 3.2. Evolución idealizada a lo largo del tiempo del caudal de extracción de un acuífero grande y de los costes asociados a la profundización de niveles del agua subterránea sin control de la explotación y con un control estricto que limite la extracción a parte de la recarga (Custodio, 1989)

En acuíferos limitados, un determinado grado de control de la explotación lleva a mayores beneficios sociales que las dos situaciones extremas de la figura 3.2, al disminuir los costes de un control estricto o reducir parte de los daños de la readaptación, en especial si las aguas subterráneas forman parte de un sistema integrado de recursos de agua bien diseñado y operado. Sin embargo, esa situación intermedia no es fácil de diseñar, regular y controlar y tiene un coste no despreciable que debe o debería ser financiado por los propios usuarios y cuya gestión puede requerir una administración separada e independiente y que disponga de medios coercitivos para reconducir situaciones desviadas, abusivas o clandestinas, que sean adecuados y suficientes. La intervención política, frecuente y buscada, suele ser negativa y desestabilizadora, incluso creadora de conflictos para buscar réditos políticos, a menos que haya un pacto político, que hasta ahora se ha visto elusivo. Es entonces cuando la sociedad civil y las instituciones de justicia deben jugar su importante papel.

La posibilidad de acción colectiva es en parte una de las razones que hace que la tragedia de los comunes no sea una realidad (McKean, 2000; Schlager y López-Gunn, 2006), aunque en el Levante español se tienen circunstancias en que parece que cumple dicha tragedia de los comunes.

Comúnmente el agua se considera un bien social necesario e insustituible para la vida y el bienestar humanos y para el medioambiente (Rogers *et al.*, 2002) y, por lo tanto, del dominio público, no comerciable. Estas sencillas afirmaciones, aunque conceptualmente ciertas, no expresan otros aspectos esenciales, como que el agua es un bien escaso en muchos lugares y que su puesta a disposición, uso, cuidado y evacuación —devolución— al medioambiente en condiciones adecuadas requiere esfuerzos e instalaciones

y por tanto tiene un coste asociado que debe ser pagado de alguna manera. De ahí que el agua tenga un valor económico, reconocido en la Declaración de Dublín sobre el agua de 1999, sujeto a las leyes de la economía, aunque con limitaciones y condicionantes. Los sentimientos, apreciaciones personales, política, costumbres, apetencias, deseo de servicio, búsqueda de un lucro razonable y justo, y una posible larga serie de considerandos, hace que los planteamientos de gestión pública o privada, de comercio o no, de libre acceso o restringido, de precios reales o socialmente asumibles, etc., no tengan ni un enfoque único ni se basen en principios de aceptación general. En su apreciación y toma de postura subyace una fuerte carga política, además de cultural y religiosa, con un importante trasfondo ético y moral, y con planteamientos que en ocasiones carecen de racionalidad o pueden ser doctrinarios.

A nivel mundial, apenas hay casos documentados de problemas muy graves en acuíferos explotados intensivamente de tamaño medio a grande, aunque los puede haber localmente en acuíferos pequeños, pero cuyos efectos se diluyen al integrarlos en un entorno mayor. En varios acuíferos, como en el de Saiss en Marruecos y el de Clain en Francia, se está al borde del colapso socioeconómico, de modo que los usuarios han tratado de reorganizarse tras los primeros signos de colapso (Petit *et al.*, 2017), mientras que, en otros casos menos agudos, como el de Biskra en Argelia y los acuíferos de Almería en España, se ha buscado el aumento de la eficiencia y el acceso a nuevas fuentes de agua. El colapso puede tener consecuencias severas e irreversibles, pero también ofrece nuevas oportunidades y cambios. Se vislumbra una evolución común de los aspectos en relación con la explotación intensiva de las aguas subterráneas en áreas áridas y semiáridas en función de las etapas del desarrollo y del progresivo menor peso del sector agrícola en la economía del país a medida que aumenta la riqueza.

El agua subterránea no solo se usa para producir bienes físicos que tienen un valor económico, sino que es una fuente de empleo, que es importante en economías con una importante base agrícola, tanto más cuanto menor es el nivel de desarrollo social, pero que también lo es en economías avanzadas ya que, además del empleo en la producción primaria, se debe considerar el notable empleo asociado a la manipulación, distribución, transporte, industrialización, comercialización y posible exportación.

La asignación del agua a distintas finalidades y usos, incluido el medioambiente, es frecuentemente institucional y necesita cooperación. En el caso del dominio público de las aguas subterráneas, el acceso a las mismas se realiza mediante alguna forma de autorización, entre las que una de las más comunes es la concesión. Además, se suelen requerir permisos para perforar y realizar ensayos, para lo que muchos países tienen una normativa técnica. La asignación de agua mediante la aplicación de normas generales simples es una forma de soslayar la responsabilidad ética y moral suponiendo que esas reglas ya lo tienen en cuenta. Los permisos van más allá de autorizaciones para perforar pozos y permiten operar al futuro extractor de agua subterránea (Nelson y Perrone, 2016).

El sistema concesional de derechos de agua español es excesivamente rígido y normalmente no permite resolver de forma eficaz y efectiva la escasez de agua. En general dominan las decisiones de arriba abajo, además de que no se respeta adecuadamente el principio de subsidiaridad y posiblemente tampoco otros principios de buena gestión. Por esa razón, el sistema concesional es objeto de profundas discusiones y controversias. Según Arrojo (2013), el sistema concesional es una privatización efectiva del valor añadido del uso del agua. Sin embargo, no hay una clara alternativa que evite los defectos del sistema concesional sin agravar otros.

Los sistemas concesionales necesitan reglas claras y eficaces para la otorgación de derechos y permisos (Iftekhar y Fogarthy, 2017). Se requiere que no se conviertan en una creación de derechos inamovibles o solo modificables con gran dificultad, al tiempo que se garantiza una estabilidad que favorezca el desarrollo y compense adecuadamente las expectativas y las inversiones no amortizadas de los posibles explotadores.

La concesión supone unos condicionantes y una manera efectiva de vigilancia de que esas condiciones son respetadas (Young y McColl, 2009). Si hay un exceso de concesión respecto lo deseable bajo el punto de vista de la sostenibilidad —lo que es frecuente en muchas áreas en España y otros países—, deben existir modos de corrección normados, que forman parte de la buena gobernanza del agua subterránea (Schulte y Cuadrado Quesada, 2020). También debe disponerse de normativa clara y transparente, entendible por los interesados, para nuevas concesiones o permisos en caso de que existan recursos de agua subterránea disponibles. El supeditar la normativa a los resultados de modelaciones numéricas presentadas como algo cierto, más aún cuando los datos son poco accesibles, es un recurso de ciertas Administraciones frente a los interesados, que parece que son tratados como no preparados para entender lo que se hace, y que en el fondo esconde poca competencia por parte de la Administración del agua y autoritarismo. Algo similar puede suceder cuando se recurre a cuestiones ambientales para tratar de justificar tomas de postura, aludiendo a que el ir en contra es ir contra el bien común vestido de pseudoecología, al margen de las verdaderas consideraciones en lo referente a los ecosistemas dependientes del agua subterránea (Seito *et al.*, 2021).

Desde un punto de vista práctico, si bien la concesión puede ser un modo administrativamente deseable de adquirir derechos, en la realidad es un instrumento rígido y poco adecuado a una realidad cambiante. En muchas ocasiones se tiende a asignar en exceso, bien sea por desconocimiento, bien por presiones exteriores. Es una actuación proteccionista que no tiene fácil coexistencia con la propiedad privada. En la adquisición de derechos de agua, que normalmente hacen referencia a la cantidad de agua, no se suele considerar pagar por la posibilidad de captación y por la extracción de un recurso natural que produce externalidades negativas que se derivan de la explotación de los acuíferos. Tampoco se tiene en cuenta el principio de quien contamina paga, considerando no solo la contaminación directa producida, sino también la contaminación difusa, que es importante en relación con la agricultura (Custodio, 2013).

Como el agua y el agua subterránea son bienes escasos en muchas áreas, la primera reacción de conservación del recurso se orienta al ahorro y al uso racional del agua. No obstante, es una visión simplista dadas las múltiples implicaciones de servicio, seguridad, producción y consumo energético, así como las territoriales y ambientales. En principio el agua deja de estar disponible para usos sucesivos y para el ambiente cuando se evapora —importante en el uso agrícola—, se saliniza por mezcla con agua marina —importante para los usos costeros— o por concentración, o se contamina más allá de la posibilidad económica de tratamiento. En el ámbito agrícola de regadío, el ahorro se busca mediante mejores prácticas de aplicación del agua. La vía preferida actualmente es la llamada modernización del riego, entre cuyos objetivos se mencionan las mejoras ambientales por ahorro de agua, en las que se supone que el agua ahorrada queda disponible para el medioambiente. La realidad es notablemente diferente y además va generalmente asociada a un notable incremento del consumo de energía.

El aumento de la eficiencia de uso del agua, y de otros recursos, en principio implicaría un menor uso y por lo tanto un ahorro, pero con frecuencia no es así por diversas razones. Es el llamado efecto rebote o paradoja de Jevons (Dumont *et al.*, 2013; Maxwell *et al.*, 2011; Alcott, 2005; López-Gunn *et al.*, 2012a; Ward y Pulido Velázquez, 2008), que se comenta en la sección 2.5 del capítulo 2. Así, un aumento de la eficiencia supone una reducción de insumos por unidad de producto y consecuentemente menores costes de producción, lo que significa un menor precio. Esto favorece un mayor uso del producto (efecto directo microeconómico), que se puede traducir en mayor demanda de los insumos, que se usan más eficientemente para producir un producto más barato, con lo que aumenta su demanda. También el abaratamiento del producto hace que el consumidor disponga de más capacidad para adquirir otros productos y servicios, lo que incrementa la demanda de insumos (efecto indirecto microeconómico). A nivel económico general (macroeconómico), se tiene un incremento de la productividad económica que a su vez aumenta el crecimiento y la competición. Este efecto perverso puede hacer que no se produzca un ahorro real derivado del crecimiento de la eficiencia, a menos que se conozca bien el conjunto de

consecuencias y se adopten medidas correctoras. Estas pueden consistir en una tasa que encarezca el producto obtenido, es decir, que grave más la actividad más eficiente, lo cual es de difícil comprensión por los no especialistas y por los que han invertido en eficiencia. Por otro lado, el agua no consumida no es necesariamente una pérdida, sino que queda disponible para otros usos, de modo que la mayor eficiencia se convierte en un beneficio para los usuarios de aguas abajo y para la recarga de los acuíferos (Pfeiffer y Lin, 2012) si la calidad no se degrada.

La evaluación del riesgo es el proceso científico para evaluar la probabilidad de un efecto adverso, estimando la probabilidad e importancia del daño. De esa evaluación se derivan las actuaciones de gestión para evitar o disminuir el riesgo mediante medidas preventivas y de control y el establecimiento de reglas y regulaciones, entre otras actuaciones. Se reacciona ante las catástrofes y conflictos, pero no se actúa sobre las causas y por lo tanto no se tiene una prevención efectiva, a menos que se modifique la estructura de la economía institucional. Una etapa final importante es el intercambio de información y opiniones entre todos los actuantes a lo largo de todo el proceso.

La buena gestión y la política general del agua tienden a reducir y en lo posible a eliminar los riesgos de su escasez o falta, en cantidad y en calidad, aunque la calidad no siempre ha sido prioritaria en el pasado, pero lo será en el futuro. Sin embargo, la eliminación de todos los riesgos de falta de agua supone unas inversiones desproporcionadas. Esto hace que esta meta sea técnica y económicamente inviable y sea necesario admitir un cierto riesgo de fallo, modulado por las pérdidas humanas, económicas y sociales asociadas y dentro de la capacidad tecnológica y económica de la sociedad a la que afectaría. Con el adecuado manejo de los acuíferos, dentro de una gestión integrada, es posible incrementar considerablemente la seguridad de disponibilidad de agua en cantidad y calidad, con costes económicos, sociales y ambientales aceptables.

3.6.
Comercio y mercados del agua y del agua subterránea

El agua es un bien social necesario e insustituible para la vida y el bienestar humanos y para el medioambiente. En consecuencia, es frecuente que se aduzca que es un bien público no comerciable, como también lo es el aire. Estas sencillas afirmaciones, aunque conceptualmente ciertas, no expresan otros aspectos esenciales, como que el agua y el agua de buena calidad son bienes escasos en muchos lugares y que su puesta a disposición, uso, cuidado y evacuación —devolución— al medioambiente en condiciones adecuadas requiere esfuerzos, energía e instalaciones y que por tanto se produce un coste asociado, que debe ser pagado. De ahí que el agua, además de ser un derecho humano, tenga un valor económico, reconocido en la Declaración de Dublín sobre el agua, sujeto a las leyes de la economía, aunque con notables limitaciones y condicionantes. Los sentimientos, apreciaciones personales, política, costumbres, apetencias, deseo de servicio, búsqueda de un lucro razonable y justo y una posible larga serie de considerandos hace que los planteamientos de gestión pública o privada, de comercio o no, de libre acceso o restringido, de precios reales o socialmente asumibles, etc., no tengan ni un enfoque único ni que se basen en principios de aceptación general. En su apreciación y toma de postura subyace una fuerte carga política y social, además de cultural y religiosa, con un importante trasfondo ético y moral, y con planteamientos que en ocasiones carecen de racionalidad o pueden ser doctrinarios y oportunistas.

Las externalidades asociadas a la captación y uso del agua y su efecto sobre los servicios ecológicos tienen un notable componente económico, que no se puede obviar. Si no se tienen en cuenta, los costes los pagan otros, ahora o más tarde. Las mermas pueden suponer pérdidas importantes del patrimonio natural. La consideración de las externalidades negativas es singularmente importante para los acuíferos costeros, dado que pueden pasar desapercibidas, son difíciles de medir y suelen implicar cambios lentos y diferidos.

El desarrollo del agua subterránea implica la utilización de una fracción del almacenamiento, aun cuando la extracción sea menor que la recarga. Además, la recarga puede incrementarse con la explotación, debido a la modificación de las relaciones con otros cuerpos de agua y de las condiciones de evapotranspiración, aunque eso puede comportar externalidades negativas, como la merma de humedales y criptohumedales. Pero también puede ser razonable una explotación en que las extracciones superen a la recarga, con consumo continuado de reservas de agua subterránea, o sea minería del agua subterránea, si hay beneficios sociales netos a largo plazo.

Si los gastos asociados a la puesta a disposición del agua y su vertido final adecuado no se cubren por los beneficiarios y por los que reciben la materialización del derecho al agua, sean estos los individuos o la sociedad en que viven, mediante el oportuno sistema de compensaciones internas, lo que se hace es consumir un recurso material (recursos de agua, infraestructuras, sistemas asociados) que no se repone ni se mejora adecuadamente y que con frecuencia solo se mantiene en mínimos. El proceso tiene un punto final en el que se requieren inversiones futuras importantes, que puede que no estén disponibles cuando sean perentorias. De no producirse la actualización, no solo se degradaría o suprimiría la materialización del derecho al agua, sino que se resentiría seriamente todo el abastecimiento humano. Es algo que está sucediendo actualmente y podría originar una crisis en un futuro no lejano, por no adecuar las tarifas, entre otras causas, por cobardía política y por no saber trasladar a la población la realidad del problema. En todo ello subyace un problema ético relativo al traslado de costes al futuro, cuyos ciudadanos deberán pagar los costes de beneficios que no han recibido, además de heredar un patrimonio mermado.

Una forma de actuación con respecto a la asignación de recursos de agua y en especial de agua subterránea es el comercio del agua, en diferentes formas, y disponer de mercados de agua. Parte de los problemas de gestión y de gobernanza se pueden tratar de resolver mediante comercio del agua, una vez que se garantice que se preserva el agua como derecho humano y que se logra un mantenimiento razonable del medioambiente y sus servicios ecológicos.

No obstante, en la realidad, el comercio del agua, con el establecimiento de alguna forma de transacción mediante pago o de mercado, es algo que tiende a ser rechazado sentimentalmente por la población, pues se considera que un bien común de carácter vital no debiera ser utilizado para lograr beneficios privados. Se requiere superar la noción de que no es lícito ni ético obtener beneficio privado de un bien público aduciendo que es a costa de la privación o dificultad de acceso al agua de terceros, cuando lo que en realidad se busca con el beneficio es eficiencia en el uso mediante mecanismos de incentivación y servicio correcto y mantenimiento adecuado de la cantidad y calidad, además de una retribución razonable al esfuerzo privado que se haya aplicado. Sin embargo, para que esto sea real hace falta un órgano regulador capacitado e independiente.

El comercio del agua, en especial del agua subterránea, es algo conocido desde antiguo en países áridos y semiáridos, con muy distintos matices, frecuentemente no registrado y limitado a acuerdos entre individuos. En general hace referencia a contratos y acuerdos bilaterales o entre pocos, sin o con pocas opciones de oferta y demanda, y sin las condiciones de lo que en economía se considera un mercado libre. Los mercados de agua pueden surgir en momentos especiales, como los de sequía, y resuelven ciertos problemas, pero con el riesgo de agravar otros, como los de abastecimiento de población (Calatrava y Garrido, 2005).

El comercio del agua puede introducir cambios sociales importantes y, en ausencia de control eficaz, llevar a que se realicen transferencias de agua y de la producción asociada, desde los productores menores y más débiles hacia los productores medios y grandes y más fuertes.

Desde una perspectiva más amplia, el comercio regional, nacional e internacional de alimentos y productos entraña una transferencia de agua virtual —la que se ha necesitado para la producción del bien allí donde se ha producido—, que puede ser una importante forma de reducción del consumo de agua en el lugar de destino o en el que se realizan transformaciones (Chapagain *et al.*, 2006).

Un importante aspecto que considerar es que los mercados de agua, o sus aproximaciones, no tienen en cuenta muchas de las externalidades negativas, en especial las que hacen referencia al medioambiente y a los servicios ecológicos de la naturaleza. Para corregir estos aspectos se requiere una regulación especial y medios eficaces, con independencia de las presiones de los usuarios, gubernamentales y políticas. Son necesarios elementos reguladores eficaces, capaces y que no puedan ser secuestrados por los propios actores del mercado, principalmente los oligopolios, además de no quedar invalidados por excesiva interferencia política. Estos elementos reguladores varían mucho según la escala, legislación, condiciones e idiosincrasia social. Para los recursos de agua, los elementos reguladores están aún poco desarrollados y experimentados. Su implementación efectiva se desarrolla conjuntamente con la posibilidad y ejercicio del comercio y mercados del agua, en un continuado proceso de tanteo dentro de un marco legislativo y administrativo ágil, con participación ciudadana, con información actualizada y suficiente. Para el agua subterránea, y en concreto para los acuíferos costeros, los elementos reguladores están aún poco desarrollados y experimentados, y cuya real independencia es un aspecto pendiente. Las debidas compensaciones han de venir de una intervención pública, que ni es sencilla, ni bien experimentada, ni de fácil aceptación.

En comparación con las decisiones centralizadas, los mercados se benefician de: a) información local y dispersa sobre demandas y recursos de agua disponibles, b) incorporación de apreciaciones subjetivas, c) poder redirigir el riesgo asociado a la incertidumbre y d) sensibilidad a señales relacionadas con el precio del agua que se deriven de cambios en las circunstancias o con el conocimiento.

Donde no existen mercados o estos son imperfectos, el precio del bien puede no reflejar correctamente los costes y beneficios de suministrarlo y consumirlo. Se requiere cierta precisión para la gestión sustentable de la cantidad y calidad del agua subterránea, pero la realidad es que mundialmente los precios del agua pocas veces reflejan la totalidad de los costes de abastecimiento y que el agua tiene un coste por sí misma. Además, en las poblaciones suele haber un único proveedor, bien sea público o privado, que debe ser regulado.

En el mundo agrario, la posibilidad de acceso a la adquisición de agua es un modo de seguro, al que se le puede asignar un valor, y por lo tanto es un bien económico.

La toma en consideración de las externalidades puede ser una forma de conservación del medioambiente. La apreciación de las externalidades negativas es singularmente importante para las aguas subterráneas dado que estas son invisibles, más difíciles de medir que las superficiales y con cambios muy lentos y diferidos.

Se puede estimar que en una sociedad planificada gubernamentalmente son teóricamente alcanzables los objetivos de uso racional y eficaz del agua, de que no se degrade su calidad y de consideración del coste económico y social de las interferencias (externalidades) actuales y en el futuro. Sin embargo, la práctica muestra generalmente lo contrario, por falta de información suficiente, por desconocimiento en detalle de las situaciones locales, por falta de medios de implementación estricta de lo planificado, en que no se tiene en cuenta la condición humana en cuanto al respeto a las normas y a cómo se entiende el ejercicio de la libertad personal, y en la búsqueda de fines diferentes al del mejor servicio.

En teoría, un mercado que funcione correctamente a través de la oferta y la demanda ofrece la mayor eficacia en la asignación y mayor beneficio neto social de un recurso escaso. Pero esto raramente sucede con los recursos de agua debido a sus especiales características de oferta limitada, pocos compradores, dificultades de transporte del agua objeto de la transacción desde el lugar de disponibilidad al de uso, e instalaciones y redes de distribución de un único o de pocos propietarios. Por eso se trata con frecuencia de mercados imperfectos —a veces casi monopolios— con inconvenientes y deficiencias que requieren corrección. Una excepción, dentro de sus imperfecciones, son los tradicionales mercados de agua en Gran Canaria y Tenerife, que se comentan en los capítulos 11 y 12.

Dentro de sus limitaciones, los mercados del agua son un notable instrumento de gestión (Easter *et al.*, 1999). Para el buen funcionamiento de los mercados de recursos de agua es necesario (Adler, 2008; Dinar *et al.*, 1997):

- Definir los derechos de agua.
- Crear marcos legales e institucionales para el comercio.
- Realizar inversiones infraestructurales para hacer posible el transporte del agua.
- Definir y reconocer los aspectos de seguridad jurídica y administrativa y de transferencia de los derechos de recursos de agua.
- Eliminar los subsidios de los Gobiernos al uso y distribución del agua.
- Tener precios de mercado para el agua.
- Identificar y reducir las barreras legales y administrativas a las transferencias de agua, incluyendo las que afectan a más de una unidad administrativa.

Para una aproximación a lo que se podría considerar como incipientes mercados (quizás comercio regulado) de agua, se requiere que los derechos de agua, en su caso concesiones, sean flexibles (Embid Irujo, 2007). En el mundo agrario esto supone desligar el derecho al agua de la propiedad del terreno, que se evite que a consecuencia del comercio se incremente la demanda y uso de agua y la especulación (por ejemplo, fijando precios máximos en los contratos, en el caso de mercados limitados) y que los acuerdos se puedan cerrar con rapidez.

El comercio del agua puede ser un modo eficaz para paliar los efectos de la sequía y también para evitar tener que hacer nuevas obras infraestructurales. Las transacciones de agua pueden encontrar dificultades administrativas en relación con definiciones imprecisas e inadecuadas de los derechos de agua, por las externalidades asociadas no consideradas (temporales, espaciales, en la calidad del agua) y por la reluctancia al intercambio de derechos.

Los mercados privados y los precios del agua suelen funcionar bien cuando el agua tiene características de bien privado, como en el caso de las redes urbanas. Presentan dificultades para las aguas subterráneas, ya que estas tienen características de bien comunal. Su transformación en un bien privado puede crear dificultades, en especial en áreas áridas y semiáridas con escasez de agua.

En comparación con las decisiones centralizadas, los mercados de agua se benefician de información local y dispersa sobre demandas y recursos de agua disponibles, incorporación de apreciaciones subjetivas, poder redirigir el riesgo de incertidumbre y sensibilidad a señales en relación con el precio del agua que se deriven de cambios en las circunstancias o en el conocimiento.

La experiencia documentada del comercio del agua y de los mercados de agua es limitada. Existe solo en unos pocos países y está en evolución. La mayor parte de la experiencia se refiere a aguas superficiales y a grandes manantiales, ya que se trata de obras importantes que afectan a colectivos grandes

organizados y que dependen de Administraciones públicas y, más raramente, de grupos privados, los que en general disponen de recursos humanos y económicos para la gestión y control de las transacciones.

En general, la posibilidad de alguna forma de compraventa del agua mejora la situación de riesgo de pérdida de la producción agraria de regadío y también el riesgo económico de los posibles vendedores. Para conseguir que la atribución y uso del agua agrícola en caso de un suministro incierto sea más eficiente que lo que se conseguiría con mercados descentralizados, es conveniente que los posibles intercambios de agua se hagan en mercados intermediados —pero no controlados— por la autoridad del agua, en especial para el abastecimiento agrícola ante situaciones inciertas (Calatrava y Garrido, 2005b). El intercambio directo solo parece eficaz cuando el suministro de agua es relativamente cierto.

La dispersión local de la explotación de las aguas subterráneas mediante numerosas captaciones y el frecuente carácter privado a efectos prácticos de las explotaciones favorece intercambios, ventas y cesiones de aguas entre vecinos, muchas veces de forma informal o en pseudomercados, con frecuencia poco transparentes (Hernández-Mora y De Stephano, 2013). De esa forma, ese comercio o "mercadeo" no reúne las condiciones mínimas de un mercado libre en cuanto a la eficacia en la asignación de recursos, pero ha jugado y juega un papel importante en la disponibilidad local de agua, en especial en sequías.

El agua sometida a comercio tiene costes (Crase *et al.*, 2002) y por lo tanto un precio que depende de los costes en origen, incluyendo el tratamiento corrector de la calidad que haga falta, y del transporte hasta los lugares de entrega, además de los beneficios razonables. Los costes de transporte pueden ser significativos por la amortización, mantenimiento y gestión de las conducciones e instalaciones y por la energía consumida para mover el agua. Además, existen costes de transacción. En momentos de sequía, los precios pueden aumentar si se requieren mayores elevaciones, por ejemplo, por niveles más profundos del agua subterránea, además de que hay que repercutir los costes fijos a menos cantidad de agua.

Una interesante variante de los mercados del agua son las subastas de agua (Zetland, 2013). Parece un medio eficaz, pero requiere un contexto legal y administrativo apropiado. Otra forma de mercado del agua es la de los "bancos de agua" creados por un organismo público con capacidad para ello (Maliva, 2014), mediante acuerdos o convenios realizados previamente y que solo se activan cuando la disponibilidad de agua se hace incierta.

Las políticas institucionales y de mercado del agua son buenos instrumentos para mitigar los costes económicos y sociales de las sequías, cada uno con capacidad de conseguir similares beneficios sociales, mientras que las políticas consistentes en incrementar el precio del agua se manifiestan como las peores en cuanto a beneficios, tanto privados como sociales, para el área que se considera (Kahil *et al.*, 2013, 2014).

3.7.
Aspectos legales de las aguas subterráneas

El reconocimiento efectivo de los derechos del agua y su materialización, y el ejercicio de los deberes asociados, requieren una adecuada y suficiente consideración en la legislación de carácter civil, social y ambiental, y en la específica del agua, además de su reflejo en la planificación del agua, con atribución de recursos y responsabilidades. La Ley de Aguas debe, además, plasmar cómo respetar el derecho humano al agua en cuanto a permitir el acceso a la misma en cantidad, calidad, lugar y tiempo, definiendo unos mínimos acordes con la realidad social y definiendo obligaciones, junto con los modos para habilitar los medios requeridos y para que las instituciones puedan actuar.

La Ley de Aguas y otras relacionadas, así como sus decretos, reglamentos y normas, no son documentos científicos, ni deben serlo, ya que tienen objetivos y destinatarios de otra índole, pero deben ser realistas y conforme a lo que el conocimiento científico sanciona como comportamiento esperable actual y futuro. Sin embrago, la legislación de aguas contiene frecuentemente disposiciones poco efectivas y a veces utópicas cuando no ha sido suficientemente informada por el conocimiento científico (Custodio, 2020).

La Directiva Marco del Agua europea introduce condicionantes que se han transpuesto a las Leyes de Aguas de los países miembros de la Unión Europea, dentro de la concepción decididamente ambientalista de dicha directiva (Nelson y Quevauvillier, 2016). Esto afecta a la integración de recursos de agua y lleva a que en cierto modo se establezcan derechos ambientales (Nelson, 2022).

En su caso, la Ley de Aguas debe hacer posible una aproximación a lo que se podría considerar como incipientes mercados (quizás comercio regulado). Para ello se requiere que los derechos de agua, en su caso concesiones de agua, sean flexibles (Embid Irujo, 2007). En el mundo agrario esto conlleva que se desligue el derecho al agua de la propiedad del terreno, que se evite que a consecuencia del comercio se incremente la demanda y uso de agua y la especulación (por ejemplo, fijando precios máximos en los contratos, en el caso de mercados limitados).

Las normas profesionales pueden controlar o forzar las formas de actuar de los expertos en recursos de agua y el aislamiento que produce la presión externa inhibe la adopción de acciones de gestión apropiadas para situaciones de escasez.

3.8.
Instituciones de gestión colectiva y comunidades de usuarios de aguas subterráneas

Las instituciones, de carácter social y cooperativo, tienen como objetivo ordenar y regular el comportamiento de un grupo de individuos, pequeño o grande, e incluso el conjunto de la sociedad. Las instituciones trascienden las voluntades individuales, ya que en ellas se impone un propósito considerado como un bien social para ese grupo. El funcionamiento de las instituciones varía ampliamente, aunque en general se basa en reglas o normas. Hay instituciones jurídicas, políticas, económicas, científicas y de otros tipos. La institución es en realidad el sistema o mecanismo que permite la actuación para cumplir determinados objetivos. Las normas son ya en sí instituciones.

La gestión y la planificación de los recursos de agua requiere instituciones públicas y colectivas y la cooperación de instituciones privadas y de la sociedad civil. Estas instituciones han de tener la responsabilidad, autoridad y medios para llevar a cabo sus objetivos, dentro de la legislación existente y acorde con la idiosincrasia y costumbres del lugar. Pueden variar desde instituciones totalmente gubernamentales hasta las dominadas por los usuarios o personas con fines concretos, bajo determinadas reglas y en general sometidas a un órgano público regulador.

La gestión colectiva del agua subterránea es la forma más básica de gestión descentralizada, con posibilidad de cogestión, control y vigilancia entre los usuarios y la Administración pública, en especial actualmente, cuando las modernas herramientas de observación remota facilitan y extienden las posibilidades de observación, vigilancia y control.

La gestión colectiva de las aguas subterráneas pocas veces nace espontáneamente, incluso cuando se aprecia que de ella se deriva un beneficio, sin un marco legal adecuado. Normalmente coinciden otros intereses económicos, hay una complicidad de la Administración pública y se hace cuando se ha alcanzado un cierto grado de deterioro que afecta a muchos de los usuarios y que ellos reconocen que es real.

El conjunto institucional incluye:

- Política del agua consistente con los objetivos.
- Legislación específica y general que permita integrar los aspectos sectoriales dentro de las visiones generales.
- Planes de gestión estratégicos.
- Medios para que actúe la administración del agua, tanto a nivel gubernamental como descentralizado, aplicando el principio de subsidiariedad.
- Capacidad de coordinación de las administraciones sectoriales.
- Participación y corresponsabilidad de los usuarios.
- Información pública y por parte de los usuarios del acuífero, adecuada, suficiente y transparente.
- Suficiente y adecuado nivel de vigilancia, observación y control.

La administración del agua es sectorial. Por lo tanto, en sus acciones puede y suele interferir con las competencias de otras administraciones, por ejemplo, de ordenación del territorio, de la energía y de la agricultura y alimentación, pero también laborales y económicas, además de las notables implicaciones políticas por el gran número de personas afectadas. Por esta razón hace falta una institución superior que coordine efectiva y eficazmente y que tenga capacidad de decisión final.

La flexibilidad en la actuación institucional de los entes que gestionan el agua, dentro de unos límites reglados, ayuda a reducir la escasez de agua. Lo facilita mucho la integración de los acuíferos en los sistemas de recursos de agua, así como la gestión colectiva en el caso de uso intensivo de acuíferos, en especial cuando hay consumo continuado de reservas.

La gestión del agua, y en especial la del agua subterránea por su dispersión y gran número de explotadores, difícilmente se puede hacer solo de arriba abajo, con normas dimanadas desde los altos estamentos y que obligan a los de menor rango y a los usuarios, sino que se requiere también acción de abajo arriba, desde los usuarios, tanto en sentido estricto como en sentido amplio, y sus posibles instituciones, con cooperación, implicación, corresponsabilidad y vinculación (Olson, 1965). En el caso de aguas subterráneas, son necesarias actuaciones especialmente diseñadas (Van Steenbergen, 2006; Rica *et al.*, 2012), ya que generalmente no existe el incentivo o la fuerza que da la existencia de una costosa infraestructura a compartir y mantener conjuntamente.

Las comunidades de usuarios, como instituciones para la gestión del uso del agua bajo distintas denominaciones, tienen tradición secular en países áridos y semiáridos, en especial en relación con el regadío, en parte como paliativo de la complejidad, elevado coste y especial tecnología de las obras de captación y transporte que requieren las aguas superficiales y de los recursos económicos para su mantenimiento. En el caso de obras de promoción pública, la administración hidráulica ha podido forzar la formación de comunidades para el uso del agua como receptoras colectivas de la concesión o autorización. No obstante, aunque las comunidades de usuarios y organizaciones colectivas son en general deseables y necesarias para una correcta gestión del agua, en especial en condiciones de escasez, pueden encontrar dificultades para evolucionar hacia formas eficientes a causa de su historia, tradición, costumbres y restricciones heredadas.

Las comunidades de usuarios, en las diversas designaciones al uso, suponen acuerdos entre las instituciones de gobierno y los usuarios, que no siempre son sencillas (López-Gunn y Martínez-Cortina, 2006). Además, suponen costes a los usuarios que, si bien son los que se debieran tener para la recuperación de los costes sociales, en general son mal aceptados o son rechazados, en especial por los usuarios agrícolas, en los que muchas veces arraiga una cultura de que las actuaciones deben ser subvencionadas.

La gestión colectiva de las aguas subterráneas pocas veces nace espontáneamente, incluso cuando se aprecia que de esa gestión se deriva un beneficio. Se requiere un marco legal adecuado, reconocer los intereses económicos en juego, la complicidad de la Administración pública y un inductor o líder. El inductor puede ser la tensión que surge cuando se ha alcanzado un cierto grado de deterioro que afecta a muchos de los usuarios y que ellos reconocen de acuerdo con el conocimiento y datos propios o aportados por las instituciones académicas, sociedad civil y administración del agua.

La gestión de los acuíferos como un bien común accesible a diversos tipos de usuarios es diferente de la gestión de las obras cedidas o realizadas. La experiencia disponible es limitada a nivel mundial (Foster y Loucks, 2011; Custodio, 2010; Van Steenbergen, 2006; MASE, 2015).

Algunos principios de diseño de instituciones para que los recursos del común se obtengan o utilicen de forma sostenible son (Ostrom, 1990):

- Definir claramente los individuos o parcelas de terreno con derechos para extraer recursos y los límites del propio recurso del común.
- Establecer reglas que restrinjan el momento, lugar, técnica y/o cantidad del recurso que se puede apropiar en relación con las condiciones locales y los requisitos de empleo, materiales y/o dinero.
- Que la mayoría de los individuos afectados por las reglas de operación puedan participar en las modificaciones de esas reglas.
- Disponer de vigilantes o guardas que auditen activamente el recurso del común y el comportamiento adecuado, o que sean los que explotan el bien a cargo de los propietarios.
- Asegurar que los que violen las reglas operacionales reciban sanciones graduadas a la importancia y contexto de la infracción, por los otros explotadores, por agentes que responden ante los explotadores o por ambos.
- Conseguir que los explotadores y sus agentes tengan rápido acceso a formas baratas de resolución de los conflictos entre los explotadores o entre ellos y los agentes.
- Tener reglas para asegurar que los derechos de los explotadores para diseñar sus propias instituciones no sean conculcados desde fuera o por las autoridades del Gobierno.
- Tener normas para que las actividades de apropiación, provisión, vigilancia, cumplimiento, resolución de conflictos y gobernanza se organicen a varios niveles y en órganos internos.

Estos principios generales influyen en la operatividad y persistencia de las instituciones, que deben ser diseñadas para encajar en cada caso particular. La exclusión es una condición necesaria pero no suficiente para asegurar que las reglas sean respetadas a largo plazo (Ostrom, 1990).

Las posibles acciones y pasos de promoción de comunidades de usuarios de aguas subterráneas para un caso extremo de explotación intensiva en un área en vías de desarrollo con importante consumo de reservas, modificadas y resumidas son (Taher *et al.*, 2012):

- Reuniones preliminares para las que los usuarios discutan conjuntamente problemas de agua locales y los esfuerzos realizados y en las que se presentan ejemplos de lo que se ha hecho y logrado en otros lugares.
- Aportar mapas simplificados y temáticos (topografía, fotos aéreas, de sensores remotos) en los que se identifiquen los recursos de agua y su problemática.
- Visitas en que los usuarios observen las fuentes de agua y sus usos, para discutir después los problemas y sus condiciones reales.
- Revisión de los valores importantes que ayuden a identificar las prioridades y los principios que guían la búsqueda de soluciones en el contexto social, legal y administrativo del lugar.

- Mostrar los posibles resultados futuros que resultarían de una mejor gestión compartida, en escenarios verosímiles, incluyendo lo que sucedería de no actuar.
- Que los usuarios propongan medidas y acciones para abordar problemas locales y prioridades y que analicen sus resultados y consecuencias.
- Llegar a acuerdos para que la comunidad dé los primeros pasos y concretar quién lo hace y cuándo.
- Nueva reunión para analizar el progreso realizado, discutir problemas, soluciones y nuevos pasos.
- Reuniones periódicas de seguimiento sobre lo hecho y los trabajos que realizar para resolver los problemas que puedan haber aparecido y para decidir nuevas acciones.

3.9.
Seguridad hídrica y aguas subterráneas

Para definir el objetivo estratégico que debieran alcanzar los países en relación con la gestión de los recursos hídricos se ha incorporado crecientemente el concepto de "seguridad hídrica", que ha sido incluido en numerosas declaraciones y acuerdos internacionales, en especial a partir del año 2000 (Peña, 2016).

El Foro Económico Mundial de 2009 (WEF, 2011) considera la seguridad hídrica como la red que conecta todos los grandes desafíos (alimentación, energía, clima y desarrollo económico, entre otros) que debe afrontar la humanidad en las próximas décadas.

El Grupo de Trabajo sobre Seguridad Hídrica de UN-WATER (UN-Water, 2015) definió la seguridad hídrica como:

> *La capacidad de una población para asegurar el acceso sostenible a cantidades adecuadas de agua de calidad aceptable para el sustento, bienestar y desarrollo socioeconómico sostenibles, para asegurar la protección contra la contaminación transmitida por el agua y los desastres relacionados con ella y para preservar los ecosistemas, en un clima de paz y estabilidad política.*

Si se pone énfasis en los riesgos, una definición alternativa es (OECD, 2013):

> *Mantener en niveles aceptables los cuatro riesgos asociados al agua siguientes: 1) escasez, como falta de suficiente agua (a corto y largo plazo) para los usos beneficiosos de todos los usuarios, 2) inadecuada calidad para un propósito o uso determinado, 3) excesos (incluidas las crecidas), entendidos como rebasar los límites normales de un sistema hidráulico (natural o construido) o la acumulación destructiva de agua en áreas que no están normalmente sumergidas y 4) deterioro de la resiliencia de los sistemas de agua dulce, por exceder la capacidad de asimilación de las fuentes de agua superficiales o subterráneas y sus interacciones, con la eventual superación de los umbrales aceptables, causando daños irreversibles en las funciones hidráulicas y biológicas del sistema.*

El concepto de seguridad hídrica ha tenido un amplio uso a nivel global, asociado a otros objetivos que son críticos para el desarrollo de la humanidad, como los de seguridad alimentaria y seguridad energética, y se han evidenciado las interrelaciones que existen entre dichos objetivos (FAO, 2011). Sin embargo, la seguridad hídrica tiene diferencias significativas con los otros dos desafíos, ya que, en relación con la alimentación y la energía, existen mercados globales que generalmente condicionan el acceso a dichos bienes, mientras que en el caso del agua el acceso depende de factores locales, como las demandas de agua y las fuentes de abastecimiento ubicadas en el entorno geográfico, de modo que el comercio mundial solo juega un papel indirecto. Los indicadores agregados de disponibilidad y de infraestructuras de agua a nivel de país o de región pueden esconder las discrepancias en seguridad para el consumidor (Young, 2021).

Puede considerarse que la gestión integrada de recursos de agua es una estrategia centrada en los medios, mientras que en la gestión orientada a la seguridad hídrica destaca el objetivo que alcanzar. Por lo tanto, se trataría de aproximaciones que tienen una relación y que se refuerzan mutuamente (Van Beek y Arriens, 2014).

Es importante identificar las oportunidades donde las intervenciones pueden ayudar a resolver asuntos de seguridad hídrica a escala relevante, social, económica y cultural. Cuando los conductos gubernamentales y políticos convencionales para llevar a cabo un cambio se han agotado o no son efectivos o viables, las acciones enfocadas y organizadas localmente pueden proporcionar soluciones y cubrir las necesidades de la comunidad. Aunque cada caso es único debido a riesgos y oportunidades locales, pueden surgir principios que guíen la identificación de esas oportunidades y afronten los riesgos y que puedan ser transferidas a otras comunidades con similares problemas (Pal *et al.*, 2022).

En el abastecimiento de las grandes urbes en expansión, con frecuencia las extracciones de agua subterránea agotan acuíferos insuficientemente recargados y además el transporte y distribución del agua es costosa y consume mucha energía. Si la precipitación local es razonable, una alternativa para la creciente demanda y coste del agua es la recolección del agua de lluvia, con beneficio adicional de la disminución de las inundaciones por agua de tormenta. El agua recolectada se puede tratar al ser captada, almacenada y recargada a los acuíferos. Esa agua es de buena calidad y los edificios existentes se pueden acondicionar para la captación, contra lo que comúnmente se cree (Pal *et al.*, 2022).

En las grandes urbes, los consumidores de agua locales son los que mejor pueden identificar sus problemas de agua según su modo de vida, bienestar y cultura. Por eso, esos consumidores son muy importantes para identificar y validar las soluciones y para ayudar a crear una conciencia sobre los asuntos local y culturalmente importantes y para animar a otros consumidores afectados a aceptar las soluciones y a desarrollar otras nuevas. Para un cambio de comportamiento de los consumidores se requiere una comunicación clara de los valores financieros y culturales del agua y diseñar soluciones técnicas realizables, ágiles y adaptables localmente para asegurar la sostenibilidad a largo plazo del abastecimiento.

El despliegue con éxito de soluciones técnicas sostenibles, cambios en el comportamiento y prácticas a largo plazo es un proceso en dos etapas: 1) que algún suceso o sensación de urgencia impulse a los actuantes y personas de conexión locales para que actúen ante sus propios problemas y 2) que una vez que sus problemas de agua se han validado y se ven apoyados por la información sobre las soluciones disponibles, los actuantes y enlaces locales pueden desarrollar mensajes efectivos sobre el valor del agua y de las soluciones con las que proponer a los consumidores de su propia comunidad que reconsideren la situación y cambien sus supuestos y prácticas tradicionales. Un primer paso hacia el desarrollo de una propuesta de valor significativo y apropiado para una comunidad es hablar y escuchar a quienes sufren problemas de agua e identificar las preocupaciones y quejas comunes. El segundo paso es conformar mensajes que tengan en cuenta de forma sucinta esas preocupaciones y muestren cómo una determinada solución puede aliviarlas (Pal *et al.*, 2022).

Según (Peña, 2016):

- En general, las definiciones no se restringen a evaluar la disponibilidad física de recursos hídricos, en cantidad y calidad, sino que más bien se orientan a contrastar dicha disponibilidad con los requerimientos de las personas, la economía y el medioambiente.
- Se busca integrar las distintas dimensiones que caracterizan la relación de los recursos hídricos con la sociedad y el medioambiente, tales como el abastecimiento de agua de buena calidad a la población y de su tratamiento para el resguardo de la salud de las personas, el suministro de recursos hídricos para la producción, la disponibilidad de agua para el medioambiente (en cantidad y calidad) y la protección a la población y los bienes frente a eventos hidrológicos extremos.

- El concepto de seguridad hídrica incorpora entre sus elementos la sostenibilidad ambiental y la sostenibilidad de los suministros y servicios asociados al agua. Esta dimensión hace que sea necesario analizar la disponibilidad física del recurso hídrico a largo plazo, en cantidad y calidad, así como la capacidad de los sistemas de gestión para responder y adaptarse a un escenario que puede experimentar cambios sustantivos, tanto en lo relativo al sistema natural como en lo relacionado con el sistema humano (cambios sociales, económicos, políticos), o para simplemente permitir el mantenimiento en el tiempo de las condiciones y los niveles de servicio actuales.
- Existe riesgo, ya que el recurso hídrico es variable temporal y espacialmente, por su naturaleza, y sujeto a eventos extremos, a lo que se debe agregar la incertidumbre relacionada con los procesos sociales, económicos y políticos que inciden en la demanda, oferta y gestión de los recursos hídricos. En el enfoque de la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico [Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD]), el objetivo de seguridad hídrica se relaciona con un "nivel de riesgo aceptable", lo que exige, entre otros aspectos, determinar el nivel apropiado de seguridad, considerando la frecuencia, magnitud e intensidad de los riesgos, y definir la distribución social de los peligros y los costos asociados a su reducción. Así, para proveer una seguridad hídrica adecuada es necesario elegir entre opciones políticas, evaluar la relación entre el costo y la efectividad de las propuestas y discernir entre enfoques preventivos o reactivos, realizar procesos con mayor o menor participación de los interesados y decidir sobre diversas formas de financiación. El nivel de riesgo aceptable evoluciona con la sociedad, tanto por la mejora de la calidad de vida de la población como por la creciente complejidad y cambio de los vínculos entre el aprovechamiento del agua y la actividad económica.
- Se enfatiza que la seguridad hídrica considera los medios necesarios para acceder al agua y se recoge el hecho de que, más allá de la disponibilidad de agua, pueden presentarse situaciones de falta de acceso al agua por insuficiente gestión o falta de financiación o infraestructura. Esto es relevante en aspectos tales como el suministro de agua potable y saneamiento a las poblaciones más pobres.
- Se identifica a "las poblaciones" como el sujeto que debe tener las capacidades necesarias para dar una adecuada seguridad hídrica, y no al Estado, de modo que las instancias locales tendrían un papel central, más allá del papel que pudiera cumplir el Estado. Considera el papel fundamental en ciertas realidades de las organizaciones e instituciones no formales que administran el agua como un recurso de uso común, de acuerdo con las prácticas culturalmente aceptadas.
- La definición ONU-Agua (UN-Water) considera la conflictividad de tipo político que pudiera generar el aprovechamiento de los recursos hídricos en un escenario crecientemente competitivo entre grupos o naciones, e incorpora como una característica de la seguridad hídrica "un clima de paz y estabilidad política".

Las mediciones en relación con la seguridad hídrica ayudan a centrar la atención de los diversos actores en las áreas con problemas, proporcionan una herramienta para evaluar el impacto de las medidas de mejora y permiten comparar la situación al respecto en distintos países y cuencas. Cabe medir:

- La satisfacción a nivel de los hogares de las necesidades de abastecimiento de agua potable y saneamiento.
- La capacidad de abastecer y obtener beneficio productivo del agua utilizada en el desarrollo de la agricultura, minería, industria y energía.
- El apoyo de los servicios relacionados con el agua y el mejoramiento de la calidad de vida en ciudades y pueblos.
- La capacidad de los cuerpos de agua para mantener sus servicios ambientales.
- La capacidad para hacer frente y recuperarse de los impactos de los desastres relacionados con el agua.

Entre los indicadores hay parámetros clásicos de la calidad de los servicios de agua potable y saneamiento (porcentaje de población urbana con servicio de agua potable, porcentaje de aguas servidas con tratamiento, etc.), indicadores basados en opiniones expertas de la condición ambiental de los ríos, medidas de la incidencia de enfermedades relacionadas con el agua en la pérdida de años de vida por discapacidad y participación porcentual de la hidroelectricidad en la generación eléctrica y pérdidas económicas por habitante debido a inundaciones, entre otros.

Mason y Calow (2012) desarrollaron un análisis sistemático, pragmático e inclusivo de los temas relacionados con la seguridad hídrica, para proponer una métrica. Para ello agruparon las distintas dimensiones del tema en torno a cinco ideas: 1) capacidad efectiva de acceder a los recursos hídricos, 2) gestión de la variabilidad y el riesgo, 3) satisfacción de las necesidades humanas, incluidas las relativas a la producción, 4) atención de los requerimientos ambientales y gestión de la competencia y 5) conflictos en relación con el aprovechamiento de los recursos hídricos. Se propone un conjunto de indicadores que utiliza las bases de datos existentes a nivel internacional, por ejemplo, la disponibilidad media de agua a nivel nacional. Dicho enfoque es muy simplificado y debe matizarse mediante un segundo grupo de indicadores que utilizan nuevas tecnologías (por ejemplo, utilizando las posibilidades de los sensores remotos) o de iniciativas internacionales en desarrollo, como la relativa a la aplicación del concepto de cuentas nacionales al agua, pero esto supone un considerable trabajo de estudio e investigación adicional para generar la información.

La Global Water Partnership (Van Beek y Arriens, 2014) propone una metodología en cuatro etapas para cuantificar la seguridad hídrica, entendiendo que la forma específica de medición en cada caso depende de los aspectos y problemas que son relevantes en cada realidad regional:

- Identificación de la visión y las metas que se pretende alcanzar con el sistema de gestión de recursos hídricos.
- De acuerdo con la visión, determinación de las dimensiones que resultan críticas para la seguridad hídrica en la realidad particular que se evalúa.
- Identificación de los indicadores que informan acerca de las distintas dimensiones, considerando la información que está disponible o el posible uso de procedimientos de cuantificación alternativos, asignándoles un peso que refleje su importancia en la dimensión respectiva.
- Asegurar que los indicadores reflejen los elementos centrales de una gestión integrada de los recursos hídricos: equidad social, sustentabilidad ambiental y eficiencia económica.

Para el análisis de riesgos en la seguridad hídrica, la OCDE propone una metodología que consiste en identificar y conocer los riesgos asociados al agua, luego establecer los niveles de riesgo que resultan aceptables para la comunidad y finalmente manejar los riesgos mediante políticas públicas apropiadas para alcanzarlas. Al tener la seguridad hídrica una compleja y estrecha relación con las políticas económicas y otras políticas sectoriales, la definición de los niveles de riesgo debiera responder a un balance entre diversos objetivos de política, para que una mayor seguridad en uno de ellos no implique una reducción inaceptable en otras. Así, diversos autores han enfatizado la importancia de considerar la relación entre los costes y los beneficios de las medidas necesarias para alcanzar una mayor seguridad. Rees (2002) advierte que ha sido poco común considerar la mitigación del riesgo como un bien económico sujeto a la disciplina del mercado, ya que la demanda para "consumir" seguridad será mayor que la capacidad del sector de proveerla, a menos que existan mecanismos para informar a los consumidores sobre los costes de provisión. Esto lleva a preguntar cuál es el efecto económico de alcanzar o no la seguridad hídrica, o sea, cuál es el nivel correcto de esfuerzo o de inversión en seguridad hídrica (Whittington *et al.*, 2013).

El análisis de la seguridad hídrica de un país o un sector, como método de estudio de sus problemas de agua, presenta, en general, diversas ventajas, tales como:

- Toma en cuenta problemas estratégicos que afectan sustantivamente a la sociedad y las personas y los vincula con el acceso y la gestión del agua.
- Aborda la relación del agua con la sociedad de forma amplia y variada, con un enfoque que ayuda a priorizar los principales desafíos que presenta el sector hídrico y a concentrar los esfuerzos, dentro de una visión completa de la gestión del agua.
- Se busca alcanzar determinados niveles de seguridad hídrica que sean aceptables para el desarrollo de la sociedad, con un criterio que permite establecer metas y evaluar los impactos de las políticas públicas.
- Proporciona elementos para comparar experiencias y resultados de la gestión en distintos países y realidades, transmitir las lecciones aprendidas y extender las mejores prácticas del sector.

Cabe entender la seguridad hídrica no solo desde la perspectiva de los indicadores de disponibilidad y caracterización de los recursos hídricos, sino desde la efectiva provisión de servicios a la población, lo que supone incluir en el análisis a los medios de comunicación y organizaciones para hacer posible esa provisión, o sea, la gobernanza del agua.

El enfoque centrado en el análisis de los riesgos de que el sector hídrico sea incapaz de atender las distintas demandas de la sociedad (por ejemplo, de abastecimiento de agua a la población o a la producción, de protección contra inundaciones, de conservación ambiental, etc.) constituye un procedimiento poderoso para medir la efectividad de las políticas relativas a mejorar la seguridad hídrica y presenta claras ventajas en relación con la alternativa de abordar dicha tarea a través de indicadores generales (Vrba y Lipponen, 2007), aunque supone un esfuerzo considerablemente mayor para obtener antecedentes y su análisis.

Donde se ha producido una mayor seguridad hídrica, se ha producido un notable aumento de la población y se ha modificado la pirámide de edades y la situación laboral.

3.10.
Ética y moral del uso del agua subterránea

Ética y moral son dos conceptos similares, pero no sinónimos (Custodio, 2021a, 2021b). En lo que sigue, se entiende por comportamiento ético aquel que se hace siguiendo las normas de una determinada sociedad para mejorar el bienestar humano y conseguir paz y respeto mutuo. Lo que se considera bueno y honesto puede variar de un grupo humano a otro y cambia con el tiempo, según costumbres locales, modas y la situación socioeconómica, y puede estar sometido a deformaciones inducidas por grupos de presión y otros, y por lo que se considera políticamente correcto. La moral también supone comportarse de acuerdo con principios, pero además de los establecidos por la sociedad, existen principios religiosos absolutos en los que se reconoce que el hombre es un ser trascendente cuyo fin es Dios. En la concepción religiosa judeo-cristiana las normas derivan de los diez mandamientos bíblicos, que están presentes en la recta conciencia de cualquier ser humano. La base de la moral es independiente de lo que la sociedad pueda pensar que es correcto, y de los grupos de presión y de las modas.

La ética y la moral marcan principios de comportamiento para los humanos y solo para los humanos, ya que son los únicos seres vivientes que tienen capacidad de decidir lo que quieren y que tienen derechos y obligaciones.

Para abastecer agua a las necesidades y actividades de los seres humanos, para mantener buenas relaciones con el medioambiente y los servicios ecológicos que provee y para considerar otros aspectos que

también afectan a los seres humanos, tales como economía, salud, energía, uso del territorio, empleo, calidad de vida y valores espirituales y religiosos, hace falta respetar los principios éticos y morales.

La ética del agua se apoya en la aplicación racional del principio de precaución, en el principio de subsidiariedad, en el valor intrínseco del agua y sus múltiples relaciones con otros ámbitos, en la responsabilidad humana, en la sustentabilidad de las actuaciones, en la suficiencia en cuanto a las implicaciones y en la transparencia en las actuaciones.

Los recursos de agua, y en especial los recursos de agua subterránea, deben ser tratados como un bien común, de modo que el uso y acceso a la misma sea equitativo, justo y ético. La ética del agua implica poner los medios para resolver su uso clandestino, sin tolerancia, luchar contra la corrupción y la ilegalidad —priva a otros de los recursos económicos y humanos que se derivan para otros fines, además del delito que ello pueda entrañar—, limitar o eliminar la consideración del agua como un bien natural más y reconducir el ejercicio de la propiedad privada del agua para darle contenido social compartido.

Uno de los mayores problemas para la gestión de las aguas subterráneas en numerosos sistemas acuíferos es el acceso no controlado al agua subterránea mediante captaciones ilegales o no reguladas (alegales) (Foster *et al.*, 2021; Schmidt *et al.*, 2020). La solución es a veces muy difícil y poco visible desde la administración del agua, pero la existencia de comunidades de usuarios es en ocasiones un camino de control eficaz.

El consumismo y la búsqueda de beneficios cada vez mayores conducen a desequilibrios ambientales serios, que incluyen un progresivo agotamiento de materias primas no renovables, entre las que se puede incluir las reservas de agua subterránea de buena calidad. Esto va acompañado de crisis energéticas, especulación y perturbaciones de la salud. Así, cada vez se necesitan técnicas más numerosas y sofisticadas para domesticar al mundo y hacerlo más habitable, lo que puede ir en contra de la sustentabilidad. Las ideas y valores (a modo de *software* o soporte informático) de la humanidad han evolucionado mucho más despacio que las herramientas (*hardware* o soporte físico) disponibles, tras siglos en los que ha dominado una orientación hacia la optimización (maximización o minimización) del crecimiento y la productividad bajo puntos de vista dominantemente economicistas. El ser humano se ha convertido en un gigante en tecnología, pero se ha vuelto un niño en ética. Las solas fuerzas de mercado, que están desprovistas de ética y acción colectiva, no pueden resolver las crisis de pobreza, exclusión y ambientales. La ética y la moral son aspectos personales y de las instituciones basadas en el ser humano. La verdadera responsabilidad fiduciaria trasciende el cálculo estricto del beneficio sobre las inversiones, de modo que la calidad del curso de la vida humana resulta una combinación de conocimiento, fe, voluntad y estima.

Hay una ética y moral del uso del agua para obtenerla y conservarla en cantidad y calidad y respetar el derecho humano al agua, sin afecciones no asumibles a terceros y al ambiente, y tratando de compensar la posible degradación, en especial los perjuicios que puedan sufrir los que no participan en los beneficios del uso del agua. Como parte de los daños no son conocidos inicialmente, se debe aplicar el principio de precaución, con prudencia y sin que paralice. La ética tiene aspectos teleológicos —los relacionados con la consecución de finalidades específicas, como las relacionadas con la ecología y el ambiente— y aspectos deontológicos en cuanto establece límites a los medios que se pueden emplear para lograr las finalidades.

La ética del agua es distinta y es más que una buena gestión y gobernanza de la misma y que la búsqueda de beneficios y logros razonables. La ética no consiste en normas y recomendaciones de cómo actuar, sino que es un conjunto de principios dirigidos al comportamiento humano y hace referencia no solo a aspectos utilitarios, sino a aspectos no cuantificables, como tradición, cultura, sentimientos personales y religión (Llamas y Delli Priscoli, 2000; Delli Priscoli y Llamas, 2011; Llamas y Martínez-Santos, 2005; Llamas *et al.*, 2009; Llamas y Martínez-Cortina, 2009; Custodio, 2000, 2010).

El derecho al agua debe ir acompañado de las obligaciones correspondientes y el ejercicio de ese derecho no debe ser causa de daños no compensados a terceros. No es lícito usar al agua como instrumento de coacción y para obtener réditos políticos a toda costa.

Los acuíferos de lenta renovación que se salinizan, contaminan, degradan o son alterados por perforaciones inadecuadas no van a estar disponibles para su uso futuro, o al menos durante algunas generaciones humanas. Cabe considerar que lo que se ahorre actualmente para ser usado en el futuro puede producir beneficios a las generaciones venideras. Sin embargo, su evaluación desde un punto de vista económico es objeto de notables discrepancias en función de lo que se considere como valor de la tasa de descuento que aplicar. Mientras una baja tasa de descuento da valor a los beneficios futuros en el momento actual, una alta tasa de descuento hace que el futuro actualizado tenga poco valor en el presente. El valor de la tasa de descuento es una decisión social sobre la que no hay acuerdo, ni posiblemente la habrá, y por tanto el hecho de concretarla tiene un contenido ético.

Si los gastos asociados a la puesta a disposición del agua y su vertido final adecuado no se cubren por los beneficiarios y por los que reciben la materialización del derecho al agua mediante el adecuado sistema de compensaciones internas, sean estos individuos o la sociedad en que viven, se consume un recurso material (recurso de agua en cantidad y calidad, infraestructuras, sistemas asociados) que no se repone ni se mejora adecuadamente (Cabrera, 2012). Pero el proceso tiene un punto final y entonces se requieren inversiones importantes, que puede que entonces no estén disponibles. En todo ello subyace un problema ético relativo al traslado de costes al futuro, cuyos ciudadanos deberán pagarlos sin haber recibido los beneficios, además de heredar un patrimonio mermado.

3.11.
Derecho humano al agua

La declaración del derecho al agua como un derecho humano es algo reciente, pero su origen debe buscarse a finales del siglo XIX y primer tercio del siglo XX, que es cuando la tecnología permitió que ciertos grupos económicos y sociales se apropiasen a gran escala de los recursos de agua para fines agrícolas, ganaderos, mineros, hidroeléctricos e industriales y para abastecer las grandes urbes. En muchos casos esto privó a otros del acceso a esa agua o llevó a la degradación de la calidad. Esto sucedió con mayor intensidad en numerosos lugares a partir de mediados del siglo XX a causa de la posibilidad de explotar intensivamente las aguas subterráneas. También el gran aumento de la población concentrada en áreas urbanas ha ido llevando a que el acceso al agua para los diferentes individuos haya sido cada vez más difícil, al tener que captar recursos de un entorno cada vez más extenso.

Con el derecho humano se busca que los que no tienen recursos económicos para proveérsela o para abonar las tarifas de suministro y los precios del agua tengan acceso suficiente a algo que es vital a la vida y el saneamiento, y que acompaña a su dignidad y el logro de un mínimo de bienestar, y que además es necesaria para un ambiente sano y limpio.

Comúnmente se asocia el derecho humano al agua a la disposición de una cierta cantidad (volumen) de agua cada día para vivir, proveerse de alimentos y fibras y llevar a cabo sus actividades económicas básicas y con la calidad suficiente.

La ubicuidad del agua subterránea y la posibilidad de acceder a la misma ha permitido modular el concepto de "derecho humano al agua" en sociedades rurales y un importante cambio al no tener que dedicar la sociedad una gran parte de la actividad diaria a la provisión de agua y así incrementar el trabajo productivo y la educación, en especial de los niños y las mujeres, y la vida social.

El derecho humano al agua se encuentra de un modo u otro en los preceptos de las diferentes grandes religiones, en especial en la doctrina de la Iglesia católica, y es parte del ideario de muchas organizaciones de orientación humanitaria. A nivel internacional, se desarrolló en el marco de las Naciones Unidas en la década de los noventa (McCaffrey, 1992, 1904; Gleick, 1999; UNESCO, 1999; Gupta *et al.*, 2010), a veces controvertidamente a causa de las posibles implicaciones políticas, sociales y económicas que se derivan.

El 28 de julio de 2010, en la resolución 64/292 de la Asamblea General de las Naciones Unidas (UN, 2010), se aprobó la declaración del "derecho humano al agua y al saneamiento", en la que se pide a los Estados y organizaciones internacionales que provean recursos económicos, ayudas a la capacitación y transferencia tecnológica para ayudar a los países, en particular a aquellos en vías de desarrollo, a proveer agua segura, limpia, accesible y al alcance de todos, y saneamiento (UN, 2015; UNECE, 2013, 2019; Tortajada y Biswas, 2017). Esta resolución guarda relación con los Objetivos de Desarrollo del Milenio, de Naciones Unidas. La evaluación ecosistémica del milenio (Millennium Ecosystem Assessment), que se abordó en 2005, clasifica los bienes y servicios proporcionados por los recursos naturales en abastecimiento, regulación, soporte y cultura. Las aguas subterráneas son uno de esos recursos. Son muy importantes y necesarios, a pesar de los excesos y errores que se puedan haber cometido en su uso debido a actuaciones inconscientes o abusivas, que con frecuencia acompañan a las etapas de desarrollo.

El valor económico total de los recursos de agua es la suma de los valores directos e indirectos de uso y no uso, de opción y de existencia. Las funciones ecosistémicas hacen referencia a las propiedades y procesos de los sistemas, y los servicios son los beneficios que directa o indirectamente recibe la sociedad de las funciones de los ecosistemas. De los sistemas relacionados con el agua se recibe abastecimiento y un amplio conjunto de servicios, cuyo reconocimiento por la sociedad afectan profundamente en la gestión del agua. Como muchos de los servicios tienen carácter público, son bienes sin rival y no exclusivos, que requieren que las actuaciones políticas del agua logren un compromiso entre servicios productivos y no productivos, con el debido apoyo científico.

La Agenda 2030, adoptada por Naciones Unidas en 2015, cubre 17 Objetivos para el Desarrollo Sostenible. El Objetivo 6 se refiere al agua y saneamiento para asegurar la disponibilidad y gestión sustentable del agua y el saneamiento para todos en 2030, con carácter universal. Este Objetivo 6 está relacionado con otros objetivos, como ya se comentó en la sección 3.1.

Al hablar de derecho al agua hay que distinguir entre apropiación o permiso de uso, con sus connotaciones legales, administrativas, y derecho al agua de los seres humanos, que es general y asociado a la condición humana. El agua tiene un valor económico como factor de producción y como bien deseado y apropiable (De Albuquerque, 2014), pero por encima tiene un carácter vital y permite el saneamiento. Bajo el punto de vista económico, puede ser objeto de mercado si se dan condiciones de competencia y por lo tanto puede tener un precio, pero el carácter vital aporta una nueva dimensión que va más allá, por lo que el agua es objeto de especiales consideraciones éticas y morales (Fernández, 2021; Arrojo, 2021), ya que no solo entran en juego las costumbres y buen comportamiento según las reglas sociales, sino también valores básicos fundamentados en la ley natural impresa por Dios en cada uno de los seres humanos.

Hay derechos que son propios de la condición humana y su ejercicio precisa que otros no los coarten. Su límite es que los otros seres humanos también puedan ejercer sus derechos. El derecho al agua es diferente, pues es externo a la condición personal ya que frecuentemente requiere acceder al agua en competencia o que se provea por terceros. Por lo tanto, el ejercicio de ese derecho tiene limitaciones para no perjudicar los derechos de otros, no solo contemporáneos, sino futuros. El agua es un bien heredado que conlleva derechos y un patrimonio que trasladar a las generaciones futuras, lo que supone obligaciones.

Una cosa es el derecho humano al agua y otra es cómo ejercerlo y cómo los que tienen capacidad de decisión lo materializan, en calidad y calidad, en un entorno con limitaciones. A nivel general, el agua vital, siendo limitada, no es escasa en cantidad, aunque puede serlo locamente por lejanía de las fuentes o por aridez y en determinados momentos por mala gestión, falta de infraestructuras, sequía o grave contaminación natural o antrópica.

Globalmente, el agua no se consume, sino que una vez utilizada vuelve al ambiente, una parte a la atmósfera como vapor y otra a los ríos, acuíferos y el mar en forma líquida, con modificaciones físico-químicas y la adición de sustancias disueltas y en suspensión. Esto puede degradar las fuentes de agua y así interferir con la posibilidad de que terceros accedan al agua. Así pues, se tiene la obligación de que la devolución se haga de forma compatible con el buen estado del medioambiente y las necesidades de los seres humanos del entorno y de otros más alejados a los que llegarán los efectos, no solo en el momento actual, sino también con gran retraso, a veces de generaciones humanas. Esto es especialmente notorio cuando las perturbaciones en la calidad debidas a la devolución del agua usada al ambiente se propagan a través del subsuelo y se instalan en las aguas subterráneas.

Para controlar la variabilidad natural de los recursos de agua hay que realizar acciones, obras, infraestructuras, consumo de energía y esfuerzo humano, que no son gratuitos y deben aportarse por la sociedad. Esto influye en la puesta en práctica del derecho humano al agua y en cómo repartir entre los que demandan agua un recurso que es limitado en cuanto a espacio, lugar, cantidad y calidad. Buena parte de los problemas de escasez son debidos a la falta de infraestructuras, y sus fallos, por mal diseño, insuficiente mantenimiento o mala calidad del agua disponible. Por ello, el ejercicio del derecho humano al agua debe ir acompañado de obligaciones, tanto de los individuos como de la sociedad, que incluyen vigilar que el recurso mantenga la cantidad y la calidad, evitar vandalismos y solucionar pleitos asociados al acceso, entre otros considerandos, y en especial cubrir los costes de poner el agua a disposición y con una determinada garantía de cantidad, calidad, momento y lugar.

El agua es un bien social relacionado con las necesidades básicas domésticas y las de producción de alimentos de subsistencia del ser humano, o en emergencias. Por ello debe proveerse por las autoridades, aunque el individuo, además del derecho a esa agua, tiene la obligación de contribuir en la medida de sus posibilidades personales y económicas a que el agua esté disponible y a su conservación. También el agua es un bien económico en lo que excede a las necesidades básicas. Cabe considerar que la producción de alimentos necesarios a la población queda entre los dos ámbitos y puede requerir apoyo, compatible con la posibilidad de obtener y asegurar esos alimentos mediante comercio. En estas consideraciones es esencial dar la debida importancia a las aguas subterráneas y sus características, para no cometer errores de bulto.

Como el derecho al agua no es un derecho primario (lo lleva el ser humano y no debe privarse), sino secundario (hay que hacerlo disponible), se requiere una acción positiva, además de que el derecho ha de ser compatible con otros derechos, como un medioambiente aceptable y el acceso a los servicios que proporciona (Custodio, 2021a).

Los costes que conlleva el hacer posible la disponibilidad y acceso al agua se deben cubrir de algún modo por el que usa el agua, por la sociedad o por ambos. La aplicación de tarifas para poder acceder al derecho al agua está justificada por los esfuerzos humanos y materiales que deben ponerse en práctica. El aporte gratuito de agua o con tarifas reducidas a los más desfavorecidos supone repercutir los costes al resto de los usuarios. Esa gratuidad debería condicionarse a alguna forma de prestación de esfuerzo por los beneficiados.

En el caso de grupos humanos con fácil acceso al agua, en suficiente cantidad y buena calidad, naturalmente o por obras de captación o por disposiciones administrativo-legales, el derecho al agua es para

satisfacer sus necesidades razonables y sin que se perjudique la calidad, de modo que terceros puedan ejercer también el derecho al agua y que la sociedad reciba y redistribuya una fracción adecuada de los beneficios del aprovechamiento económico de esa agua.

De lo anteriormente expuesto se deriva que el derecho al agua de cada ser humano es una abstracción, cuya materialización depende de un entramado social que lo asegure y que en su conjunto cubra los costes de la disponibilidad y la garantice en cantidad y calidad, en el lugar y en el tiempo, así como que la parte no consumida sea devuelta al ambiente de forma que no se reduzcan y alteren los derechos al agua de terceros. Las externalidades negativas deberían ser asumidas por los beneficiados de la disponibilidad de agua, directamente o a través de los mecanismos adecuados. El ejercicio del derecho al agua ha de ser compatible con los otros usos del agua que también son esenciales al ser humano y el saneamiento, en el contexto temporal actual y en el futuro, en especial cuando se trata de aguas subterráneas.

3.12. Referencias

Adler, J. H. (2008). Water marketing as an adaptive response to the threat of climate change. Case Western Reserve University, School of Law. *Hamline Law Review, 31*(3): 730-754.

Alcott, B. (2005). Jevons' paradox. *Ecological Economics, 54*(1): 9-21.

Arrojo, P. (2013). Lo público y lo privado en la gestión del agua. VIII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. Lisboa: 16-32. http://revistas.lis.ulusiada.pt/index.php/8cigpa/issue/current (accedido 09-01-14).

Arrojo, P. (2021). *Risks and impacts of the commodification and financialization of water on the human rights to safe drinking water and sanitation*. Report of the Special Rapporteur on the human rights to safe drinking water and sanitation. United Nations, General Assembly 16 July 2021, A/76/159, 21-09896 (E) 300721.

Barthel, R., Foster, S. y Villholth, K. G. (2017). Interdisciplinary and participatory approaches: the key to effective groundwater management. *Hydrogeology Journal, 25*: 1923-1926.

Bredehoeft, J. D. (1997). Safe yield and the water budget myth. *Ground Water, 35*, 929.

Cabrera, E. (2012). Urban and industrial water use challenges. En: *Water, agriculture and the environment, can we square the circle?* Fundación Botín-CRC Press-Balkema, chap. 13: 165-175.

Calatrava, J. y Garrido, A. (2005a). Spot water markets and risk in water supply. *Agricultural Economics, 33*: 131-143.

Calatrava, J. y Garrido, A. (2005b). Modelling water markets under uncertain water supply. *European Review of Agricultural Economics, 32*: 119-142.

Chapagain, H. K., Hoekstra, A. Y. y Savenije, H. H. G. (2006). Water saving through international trade of agricultural products. *Hydrological Earth System Sciences, 10*: 455-468.

Cook, P. G., Anderson, M., Bourke, S., Cartwright, I., Cleverly, J., Currell, M. *et al.* (2022). Sustainable management of groundwater extraction: an Australian perspective on current challenges. *Journal of Hydrology: Regional Studies* (in press).

Crase, L., Dollery, B. y Lockwood, M. (2002). Transaction costs emanating from policy flexibility in water markets. En: D. Brennan (ed.), *Water Policy Reform: lessons from Asia and Australia*. ACIAR Proceedings 106. Canberra: 31-47.

Cubillo, F. (2010). Looking for efficiency through integrated water management between agriculture and urban uses (review). *Water Science and Technology: Water Supply, 10*(4): 584-590.

Custodio, E. (1989). Strict aquifer control rules versus unrestricted groundwater exploitation: comments on economic consequences. En: *Groundwater Economics. Developments in Water Science*, Elsevier, 39: 381-395.

Custodio, E. (2000). Some relevant ethical issues in relation to freshwater resources and groundwater. *Boletín Geológico y Minero, 111*(6): 121-130.

Custodio, E. (2010a). Aspectos éticos de la dominada crisis del agua. En: M. R. Llamas (ed.), *Implicaciones éticas en algunos debates científicos*. Instituto de España, Madrid: 91-119.

Custodio, E. (2010b). Intensive groundwater development: a water cycle transformation, a social revolution, a management challenge. En: L. Martínez-Cortina, A. Garrido y E. López-Gunn (eds.), *Rethinking Water and Food Security*. Botín Foundation/CRC Press: 259-298.

Custodio, E. (2013). Trends in groundwater pollution: loss of groundwater quality and related services. En: *Groundwater Governance: A global Framework for Country Action*. IAH-UNESCO. Global Environmental Facility, GEF 10 3726: 1-76. http://www.groundwatergovernance.org/fileadmin/user_upload/groundwatergovernance/docs/Themat

Custodio, E. (2020). Educación y ciencia para salvaguardar el derecho humano al agua: papel de las aguas subterráneas. *Boletín Geológico y Minero, 131*(4): 745-755.

Custodio, E. (2021a). Ethical and moral issues relative to groundwater. En: J. Abrunhosa *et al.* (eds.), *Advances in Geoethics and Groundwater Management: Theory and Practice for a Sustainable Development. Advances in Science, Technology & Innovation*. Springer Nature: 9-15.

Custodio, E. (2121b). Ethical issues of intensive use of groundwater in stressed aquifers. En: J. Abrunhosa *et al.* (eds.), *Advances in Geoethics and Groundwater Management: Theory and Practice for a Sustainable Development. Advances in Science, Technology & Innovation*. Springer Nature: 47-50.

Custodio, E. (2022). Groundwater and Integrated Water Resource Management. En: I. González-Castelao (ed.), *Ingeniería, aguas subterráneas y gestión integral de recursos hídricos* (chap. 5). Instituto de Ingeniería de España, 20 pp. *(in press).*

Custodio, E. y Llamas, M. R. (1976/1983). *Hidrología subterránea*. Ediciones Omega, Barcelona: 1.2350.

De Albuquerque, C. (2014). *Realising the human rights to water and sanitation: a handbook by the UN Special Rapporteur*. United Nations.

Delli Priscoli, J. y Llamas M. R. (eds.) (2012). Water ethics. *Water Policy, 14*(1-2).

Dinar, A., Rosegrant, M. y Meinzen-Dick, R. (1997). *Water allocation mechanisms: principles and examples. Policy Research Working Paper WPS 1779*. The World Bank. Washington DC. http://documents.worldbank.org/curated/en/1977/06/694756/water-allocation-mechanisms-principles-examples

Dumont, A., Mayor, B. y López-Gunn, E. (2013). Is the rebound effect or Jevons paradox a useful concept for better management of water resources? Insights from the Irrigation Modernisation Process in Spain. At the Confluence. Selection from the 2012 World Water Week in Stockholm. *Aquatic Procedia, 1*: 64-76. https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2013.07.006

Easter, W. K., Rosegrant, M. W. y Dinar, A. (1999). Formal and informal markets for water: institutions, performance, and constraints. *World Bank, Research Observer, 14*(1): 99-118.

Embid Irujo, A. (2007). Adapting Spanish water law and institutions to meet the water challenges of the 21st century. Seminario La Gestión del Agua: Tecnología, Economía y Medioambiente, Fundación Ramón Areces, Madrid.

Esteban, E. y Albiac, J. (2011). Groundwater and ecosystems damages: questioning the Gisser-Sánchez effect. *Ecological Economics, 70*(1), 2062-2069.

Esteban, E. y Dinar, A. (2013). Cooperative management of groundwater resources in the presence of environmental externalities. *Environ Resource Econ, 54*: 443-469.

FAO (2011). The water-energy-food nexus. A new approach in support of food security and sustainable agriculture. TAO-UN, Roma. http://www.fao.org/energy/41459-08c8c5bb39e0d89e17fdb63314c4c6ce5.pdf

Fernández-García, M. F., Llamas, M. R., Custodio, E. y Neila, F. J. (2021). Some basic considerations on the applied ethics to water resources management. En: J. Abrunhosa *et al.* (eds.), *Advances in Geoethics and Groundwater Management: Theory and Practice for a Sustainable Development. Advances in Science, Technology & Innovation*. Springer Nature: 13-15.

Foster, S., Hirata, R. y Custodio, E. (2021). Waterwells – Why is legality not more attractive? *Hydrogeology Journal*. https://doi.org/10.1007/s10040-021-02319-x

Foster, S. y Loucks, D. P. (eds.) (2011). Non-renewable groundwater resources: a guide book on socially-sustainable management for water-policy makers. IHP-VI Series in Groundwater 10, UNESCO/IAH/GW-State Word Bank: 1-103.

GEF (2016). Global Diagnostic on Groundwater Governance / Global Framework for Action to Achieve the Vision on Groundwater Governance. Groundwater Governance – a Global Framework for Action. UN Global Environmental Facility. http://www.fao.org/3/a-i5706e.pdf

Giordano, M. y Shah, T. (2014). Non-integrated water resources management. En: P. Martínez-Santos, M. M. Aldaya y M.R. Llamas (eds.), *Integrated Water Resources Management in the 21th Century: Revisiting the Paradigm*. Botín Foundation-CRC Press, chap. 3: 37-43.

Gisser, M. y Sánchez, D. A. (1980). Competition versus optimal control in groundwater pumping. *Water Resources Research, 16*: 638-642.

Gleick, P. H. (1998). The human right to water. *Water Policy, 1*(5): 487-503.

Gleick, P. H. (1999). The human right to water. *Water Policy, 1*(5): 487-503.

Grönwall, J. y Danert, K., (2020). Regarding groundwater and drinking water access through a human rights lens: self-supply as a norm. *Water, 12*(2): 419.

Guillaume, J. H. A. y El Sawah, S. (2014). Fostering assumption-based stress-test thinking in managing groundwater systems: learning to avoid failures due to basic dynamics. *Hydrogeology Journal, 22*: 1507-1523.

Gupta, J., Ahlers, R. y Ahmed, L. (2010). The human right to water: moving towards consensus in a fragmented world. *RECIEL, 19*(3): 294-30.

GWP (2003). *Integrated water resources management toolbox, version 2*. Global Water Partnership Secretariat, Estocolmo.

Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science, 162*: 1243-1248.

Harou, J. J. y Lund, J. R. (2008). Ending groundwater overdraft in hydrologic-economic systems. *Hydrogeology Journal, 16*(6): 1039-1055.

Hernández-Mora, N. y De Stefano, L. (2013). Los mercados informales de aguas en España: una primera aproximación. En: A. Embid Irujo (ed.), *Usos del agua, concesiones, autorizaciones y mercados del agua*. Thomson-Reuters Cizur Menor: 375-407.

Howe, C. (2002). Policy issues and institutional impediments in the management of groundwater: lessons from case studies. *Environment and Development Economics, 7*: 625-641.

Iftekhar, M. S. y Fogarty, J. (2017). Impact of water allocation strategies to manage groundwater resources in Western Australia: equity and efficiency considerations. *Journal of Hydrology, 548*: 145-156.

Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. J., Rinaudo, J. D. y Ross, A. (eds.) (2016). *Integrated groundwater management. Concepts, approaches and challenges*. Springer Open: 1-761. IWM-bok%3A978-3.319-23573-9.pdf

Jarvis, W. T. (2013). Water scarcity: moving beyond indexes to innovative solutions. *Ground Water, 51*(5): 663-669.

Jønch-Clausen, T. (2004). *Integrated water resources management (IWRM) and water efficiency plans by 2005. Why, what and how?* The Background Papers 10. Global Water Partnership.

Kahil, M. T., Dinar, A. y Albiac, J. (2013). *Modeling water scarcity and drought severity for policy adaptation to the Jucar River Basin*. WSPC, Working Paper 01-0114. University of California Riverside.

Kahil, M. T., Dinar, A. y Albiac, J. (2014). *Comparing water management policies under scarcity and droughts: empirical evidence from the Jucar Basin, Spain*. Working Document 14-03. Unidad de Economía Agraria, CITA, Zaragoza: 1-24.

Katic, P. G., Grafton y Q. R. (2012). Economic and spatial modelling of groundwater extraction. *Hydrogeology Journal, 20*: 831-834.

Kemper, K. E. (ed.) (2004). Groundwater, from development to management. *Hydrogeology Journal, 12*(1): 1-132.

Koundouri, P. (2004). Potential for groundwater management: Gisser-Sánchez effect reconsidered. *Water Resources Research, 40*(6).

Koundouri, P. (2004). Current issues in the economics of groundwater resource management. *Journal of Economic Surveys 18*(5): 703-740.

Llamas, M. R. (1999). Consideration on ethical issues in relation to groundwater development and/or mining. En: *UNESCO International Conference on Regional Aquifer System in Arid Zones. Managing Non-Renewable Resources*. Trípoli, Libia: 20-24. También en: *Technical Documents in Hydrology*: V IHP, No. 42, UNESCO, París, Francia: 467-480.

Llamas, M. R. y Custodio, E. (eds.) (2003). *Intensive use of groundwater: challenges and opportunities*. Balkema Publishers, Lisse, Países Bajos: 1-478.

Llamas, M. R. y Delli Priscoli, J. (2000). *Water and ethics*. Papeles del Proyecto Aguas Subterráneas A5. Fundación Marcelino Botín, Santander: 56-99.

Llamas, M. R. y Martínez-Cortina, L. (2009). Specific aspects of groundwater use in water ethics. En: M. R. Llamas, L. Martínez-Cortina y A. Mukherji (eds.), *Water ethics*. CRC Press/Balkema, Leiden: 187-204.

Llamas, M. R., Martínez-Cortina, L. y Mukherji, A. (eds.) (2009). *Water ethics*. CRC Press: 1-368.

Llamas, M. R. y Martínez-Santos, P. (2005). Ethical issues in relation to intensive groundwater use. En: A. Sahuquillo, J. Capilla, L. Martínez Cortina y X. Sánchez Vila (eds.), *International Association of Hydrogeologists, Selected Papers*. Taylor and Francis: 17-36.

Llamas, M. R., Martínez-Santos, P. y De la Hera, A. (2007). The manifold dimensions of groundwater sustainability. En: S. Ragone, A. de la Hera, G. Bergkamp, N. Hernández-Mora y J. McKay (ed.), *The Global Importance of Groundwater in the 21th Century*. Proc. Intern. Symposium on Groundwater Sustainability, Alicante, UICN: 105-116.

López-Gunn, E., De Stefano, L. y Llamas, M. R. (2012). *The role of ethics in water and food security: balancing utilitarian and intangible values*. Water Observatory, Botín Foundation. Madrid. www.fundacionbotin.org/agua.htm

López-Gunn, E., Huelva, G., De Stephano, L. y Villarroya, F. (2014). En: P. Martínez-Santos, M. M. Aldaya y M. R. Llamas (eds.), *Integrated Water Resources Management in the 21th Century: Revisiting the Paradigm*. Botín Foundation-CRC Press, chap. 9: 145-167.

López-Gunn, E. y Llamas, M. R. (2008). Re-thinking water scarcity: can science and technology solve the global water crisis? *Natural Resources Forum, 32*: 228-238.

López-Gunn, E., Llamas, M. R., Garrido, A. y Sanz, D. (2011). Groundwater economics. En: *Groundwater Management*. Elsevier Treatise on Water Science, Oxford Academic Press, Chap. 1.07: 97-127. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444531995000105

López-Gunn, E. y Martínez Cortina L. (2006). Is self-regulation a myth? Case study on Spanish groundwater user associations and the role of higher-level authorities. *Hydrogeology Journal, 14*(3): 361-379.

Luna-Pérez, D., Zepeda-Mondragón, F. y Canchola-Pantaja, Y. O. (2022). Structural analysis to evaluate indicators within IERM in the "Villa Victoria" watershed (Estado de México). *Ingeniería del Agua, 26*(4): 245-260.

Maliva, R. G. (2014). Groundwater banking: opportunities and management challenges. *Water Policy: 16*(1): 144-166.

Martínez-Fernández, J. y Esteve-Salma, M. A. (2000). Sequía estructural y algunas externalidades ambientales en los regadíos de la Cuenca del Segura. *Ingeniería del Agua, 7*(2): 165-172.

Martínez-Santos, P., Aldaya, M. M. y Llamas, M. R. (2014). Integrated water resources management: state of the art and the way forward. En: P. Martínez-Santos, M. M. Aldaya y M. R. Llamas (eds.), *Integrated Water Resources Management in the 21th Century: Revisiting the Paradigm*. Botín Foundation-CRC Press, chap. 2: 17-36.

MASE (2015). *Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: minería del agua subterránea en España*. Preparado por E. Custodio para UPC y AQUALOGY-Cetaqua, Barcelona: 1-488. http://hdl.handle.net/2117/111272

Mason, N. y Calow, R. (2012). *Water security: from abstract concept to meaningful metrics – An initial overview of options*. Working Paper 357, ODI, Londres, Reino Unido.

Maxwell, D., Owen, P. y McAndrew, L. (2011). *Addressing the rebound effect*. European Commission, DG Environment.
McCaffrey, S. C. (1992). A human right to water: domestic and international implications. *V Georgetown International Environmental Law Review, 5*(1): 1-24.
McCaffrey, S. C. (2004). *The human right to water revisited*. Water and International Economic, Oxford University Press.
McKean, M. A. (2000). Common property: what it is, what is good, and what makes it work. En: C. C. Gibson, M. A. McKean y E. Ostrom. (eds.), *People and Forests: Communities, Institutions and Governance*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts: 27-55.
MEA (2005). *Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute, Island Press, Washington DC: 1-68.
Nelson, R. (2022). Water rights for groundwater environments as an enabling condition for adaptive water governance, 27:2, *Ecology and Society, 28*: 1-22.
Nelson, R. y Perrone, D. (2016). The role of permitting regimes in Western United States groundwater management. Column Theme: Groundwater Management Directions-Stewardship to Sustain Our Water Resources. *Groundwater, 54*(6): 762-764.
Nelson, R. y Quevauviller, P. (2016). Groundwater law. En: Jakeman *et al.* (ed.), *Integrated groundwater management. Concepts, approaches and challenges*. Springer: 173-196.
Myers, N. y Kart, J. (1998). *Perverse subsidies: their nature, scale and impacts*. International Institute of Sustainable Development, Winnipeg, Canadá: 1-210.
OECD (2013). *Water security for better lives*. OECD Studies on Water, OECD Publishing. http://dx.doi.org/10.1787/9789264202405-en
Olson, M. (1965). *The logic of collective action: public goods and the theory of groups*. Harvard University Press.
Ostrom, E. (1990). *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press, Nueva York: 1-298.
Pal, I., Wasserstrom, C., Chang, A. y Shanbhag, G. (2022). Deploying community water solutions with people, for people. *Eos, 103*. https://doi.org/10.1029/2022EO220322. Published on 14 July 2022.
Peña, H. (2016). *Desafíos de la seguridad hídrica en América Latina y el Caribe*. Series de la CEPAL: Recursos Naturales y Desarrollo. CEPAL LC/L.4169/Rev.1: 1-57.
Petit, O., Kuper, M., López-Gunn, E., Rinaudo, J. D., Daoudi, A. y Lejars, C. (2017). Can agricultural groundwater economies collapse? An inquiry into the pathways of four groundwater economies under threat. *Hydrogeology Journal, 25*: 1549-1564.
Pfeiffer, L. y Lin, C. Y. C. (2012). Does efficient irrigation technology lead to reduced groundwater extraction? Empirical evidence. www.des.ucdavis.edu/faculty/Lin/PfeifferLin_irrigationtechnology.pdf
Rees, J. A. (2002). *Riesgos y gestión integrada de recursos hídricos*. TEC Background Papers 6. Global Water Partnership (GWP).
Rica, M., López-Gunn, E. y Llamas, M. R. (2012). An analytical framework on the emergence and evolution of collective action: an empirical case of Spanish groundwater user collective associations. *Irrigation and Drainage Journal, 61*: 115-125.
Rinaudo, J. D., Holley, C., Barnett, S. y Montginoul, M. (2020). *Sustainable groundwater management. A comparative analysis of French and Australian policies and implications to other countries*. Global Issues in Water Policy, 24. Springer, Cham.: 1-562.
Rogers, P., Silva, R. D. y Bhatia, R. (2002). Water is an economic good. How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water Policy, 4*: 1-17.
Saito, L., Christian, B., Diffley, J., Richter, H., Rohde, M. M. y Morrison, S. A. (2021). Managing groundwater to ensure ecosystem function. *Groundwater, 59*(3): 322-333.
Schlager, E. y López-Gunn, E. (2006). Collecting systems for water management: is the Tragedy of the Commons a myth? En: P. Rogers, M. R. Llamas y L. Martínez-Cortina, *Water crisis, myth or reality?* Marcelino Botín Water Forum 2004. Taylor & Francis: 43-58.

Schmidt, G., Stephano, L., Bea, M., Carmody, E., Van Dyk, G., Fernández-lop, A. *et al.* (2020). *How to tackle illegal water abstractions? Taking stock of experience and lessons learned.* Research Gate. Fundación Botín: 1-36.

Schulte, S. y Cuadrado Quesada, G. (2020). Reducing entitlements when groundwater has been over allocated: policy issues and options. En: J. D. Rinaudo *et al.* (ed.), *Sustainable groundwater.* Management, Global Issues in Water Policy 24, Springer: 315-332.

Tortajada, C. y Biswas, A. K. (2017). Water as a human right. *International Journal of Water Resources Development, 11*(4): 509-511.

UN (2010). *The human right to water and sanitation.* United Nations, General Assembly Resolution 64/292 (3 August 2010). https://s3.amazonaws.com/berkley-center/100308UNARES64292.pdf

UN (2015). *The human rights to safe drinking water and sanitation.* United Nations, General Assembly Resolution 7/169 (18 November 2015). http://www.endwaterpoverty.org/sites/endwaterpoverty.org/files/The%20Human%20Rights%20To%20Water%20And%20Sanitation%20UN%20resolution.pdf

UNECE (2013). *The equitable access score-card: supporting policy processes to achieve the human right to water and sanitation.* United Nations Economic Commission for Europe.

UNECE (2019). *The human rights to water and sanitation in practice: findings and lessons learned from the work on equitable access to water and sanitation under the Protocol on Water and Health in the Pan-European region.* United Nations Economic Commission for Europe and World Health Organization. United Nations.

UNESCO (1999). *Right to water: outcome of the international experts' meeting.* París. UNESCO-Etxea.

UN-Water (2015). *Water and sustainable development, from vision to action: means and tools for implementation and the role of different actors.* Report of the 2015 UN-Water Zaragoza Conference: 1-68.

Van Beek, E. y Arriens, W. L. (2014). *Water security: putting the concept into practice.* Technical Committee Background Paper Series 20. Global Water Partnership (GWP).

Van Rijswick, M., Edelenbos, J., Hellegers, P., Kok, M. y Kuks, S. (2014). Ten building blocks for sustainable water governance: an integrated method to assess the governance of water. *Water International.* https://doi.org/10.1080/02508060.2014.951828

Van Steenbergen, F. (2006). Promoting local management in groundwater. *Hydrogeology Journal, 14*: 380-391.

Varady, R. G., Van Weert, F., Megdal, S. B., Gerlak, A., Iskandar C. A. y House-Peters, L. (2013). *Groundwater Policy and Governance.* Thematic Paper 5, Groundwater Governance: A Global Framework for Country Action, GEF-FAO-UNESCO IHP. FAO/Global Environment Facility.

Villarroya, F. y Aldwell, C. R. (1998). Sustainable development and groundwater resources exploitation. *Environmental Geology, 34*(2-3): 111-115.

Vrba, J. y Lipponen, A. (eds.) (2007). *Groundwater resources sustainability indicators.* UNESCO HP-VI, Series on Groundwater, 14: 1-127.

Ward, F. A. y Pulido-Velázquez, M. (2008). Water conservation in irrigation can increase water use. *Proceedings National Academy of Sciences of the USA, 105*(47): 1821.

WEF (2011). Water security: water-food-energy climate nexus. The World Economic Forum Water Initiative. En: D. Waughray (ed.), Washington D.C., Estados Unidos: Island Press.

Whittington, D., Sadoff, C. y Allaire, M. (2013). *The economic value of moving toward a more water secure world.* Global Water Partnership Technical Committee (TEC) TEC, Background Papers 18.

Young, M. D. y McColl, J. C. (2009). Double trouble: the importance of accounting for and defining water entitlements consistent with hydrological realities. *Aust. J. Agricultural and Resource Economics, 53*(1235): 19-35.

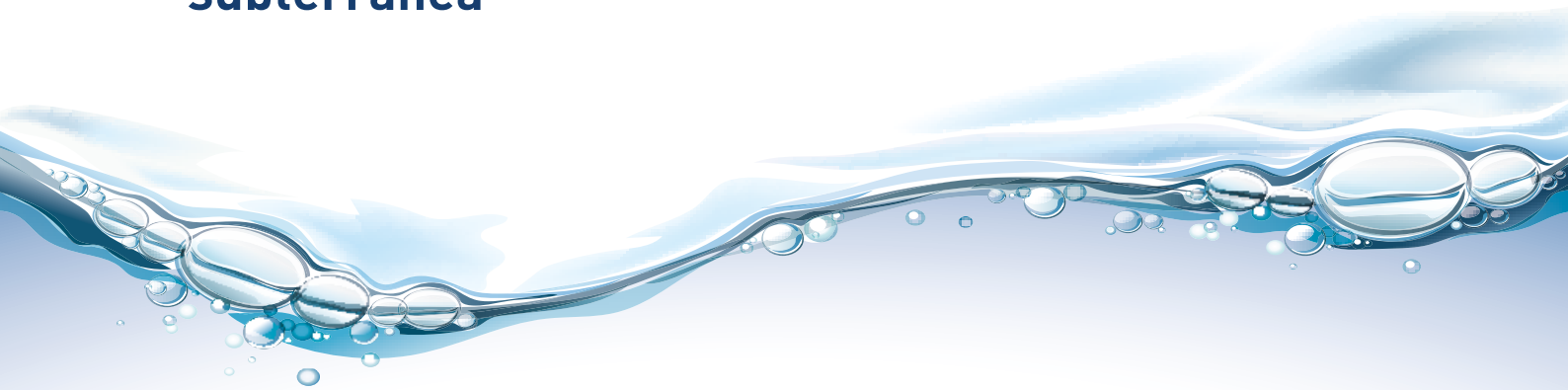
Young, S. L. (2021). Viewpoint: the measurement of water access and use is key for more effective food and nutrition policy. *Food Policy, 104*: 102138, https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2021.102138

Zetland, D. (2009). The end of abundance: how water bureaucrats created and destroyed the southern California oasis. *Water Alternatives, 2*(3): 350Ð369.

Zetland, D. (2013). All-in-auctions for water. *Journal of Environmental Management, 115*: 78-86.

04

Gobernanza del agua subterránea



4.1.
Concepto de gobernanza

La gobernanza se puede definir como las reglas de los sistemas políticos para:

- Resolver los conflictos entre actuantes y para adoptar decisiones (*punto de vista legal*).
- Lograr un adecuado funcionamiento de las instituciones y con aceptación pública (*punto de vista de la legitimidad*).
- Conseguir consenso a través de modos democráticos (*punto de vista participativo*).

La (buena) gobernanza va estrechamente ligada a la posibilidad y capacidad de resolver conflictos. Es un estilo de gobierno diferente del modelo de control jerárquico, que se caracteriza por un mayor grado de cooperación entre los implicados y por la interacción entre el Estado y los actuantes no estatales dentro de organizaciones de toma de decisiones. Considera tanto a los actuantes públicos como a los actuantes privados.

Los aspectos sociales de la gobernanza se enmarcan en la actual dificultad para hacer previsiones debido a la aceleración del tiempo histórico, lo que obliga a tratar de gestionar el cambio y modificar su sentido de avance en función de las señales que se recogen, en vez de tratar de detenerlo. Esto hace también referencia a la gobernanza de agua y en particular del agua subterránea como una parte de los recursos de agua.

La gobernanza es polifacética. Tiene cuatro dimensiones principales: político-institucional, sociocultural, económica y ecológica.

La gobernanza efectiva de un recurso compartido (común) es fácil cuando:

- Su utilización se puede comprobar y medir a bajo (razonable) coste.
- La población que lo usa, los usos y las condiciones económicas y sociales son estables.
- Las comunidades que usan el recurso interaccionan entre ellas frecuentemente.
- Es fácil excluir usuarios y actuantes externos.
- Los usuarios mantienen la observación y el cumplimiento de las reglas.

Una de las muchas dimensiones de la gobernanza es la de crear procesos mediante los cuales la comunidad es capaz de generar sus propias reglas, que son la base social que subyace y conecta con las otras dimensiones. La ciencia revela opciones y presenta y valora alternativas, pero no indica el camino que seguir, el cual es responsabilidad de los individuos y de las sociedades e implica decisiones de carácter político. La acción y organización comunitaria es un aspecto clave (Akhmouch y Clavreul, 2016). Los actuales sistemas político-económicos no contribuyen a solucionar la gobernanza, ni tampoco el economicismo y el cortoplacismo.

La buena gobernanza es responsabilidad del Gobierno, pero se basa en una actividad representativa, con reglas pactadas que obligan a las partes (al conjunto de afectados) y que reúne a la Administración pública, a los usuarios directos e indirectos del agua y a la sociedad civil. A nivel local, los acuerdos institucionales, socioeconómicos y culturales suelen traducirse en documentos legales, pero también pueden ser informales e incluso orales (Taher *et al.*, 2012; Taher, 2016).

El reconocimiento e implementación de los derechos humanos del agua debe tener lugar dentro de la buena gobernanza. Esta buena gobernanza se refiere tanto a pequeños grupos humanos como a grandes unidades territoriales. La educación, buena información y aceptación de principios éticos y morales de los ciudadanos tienen gran importancia para la buena gobernanza y para el reconocimiento y aceptación de los derechos humanos al agua y de las obligaciones que conllevan.

En la gobernanza es esencial saber y tener bien claro quién es el que debe rendir cuentas y a quién se deben rendir esas cuentas, así como determinar el liderazgo y la responsabilidad financiera (Grigg, 2008).

La gobernanza se apoya en el análisis de riesgos, que busca la estimación cuantitativa o cualitativa de la información, y en herramientas que permitan evaluar la probabilidad de que sucedan efectos, considerando aspectos tecnológicos, económicos y sociales.

Para la gobernanza hay que integrar escalonadamente los diferentes niveles y valorar el principio de subsidiariedad, partiendo de que el núcleo primario de la gobernanza es la familia, que no es de carácter financiero. Según Murray Gell-Mann, Premio Nobel de Física en 1969, para actuar a nivel local de forma correcta se requiere una visión local, para luego ir ampliando progresivamente el ámbito con el fin de encontrar la adecuada perspectiva. Para afrontar problemas complejos, lo más acertado es conseguir una visión general del conjunto, aunque sea groseramente aproximada.

La buena gobernanza presupone transparencia en la toma de decisiones, basada en información fidedigna y al alcance de todos, elaborada independientemente mediante protocolos acordados para sintetizarla sin sesgos y así facilitar la toma de decisiones, fundamentar su aceptabilidad y hacerla entendible a los no expertos.

4.2.
Gobernanza del agua

Según la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), la gobernanza del agua se refiere a una serie de procesos políticos, institucionales y administrativos por los cuales las administraciones y partes implicadas articulan sus intereses, preocupaciones y necesidades, con el fin de tomar e implementar decisiones que permitan alcanzar los objetivos de la política de aguas.

Una visión general de los principios de gobernanza aplicada al agua se muestra en la figura 4.1.

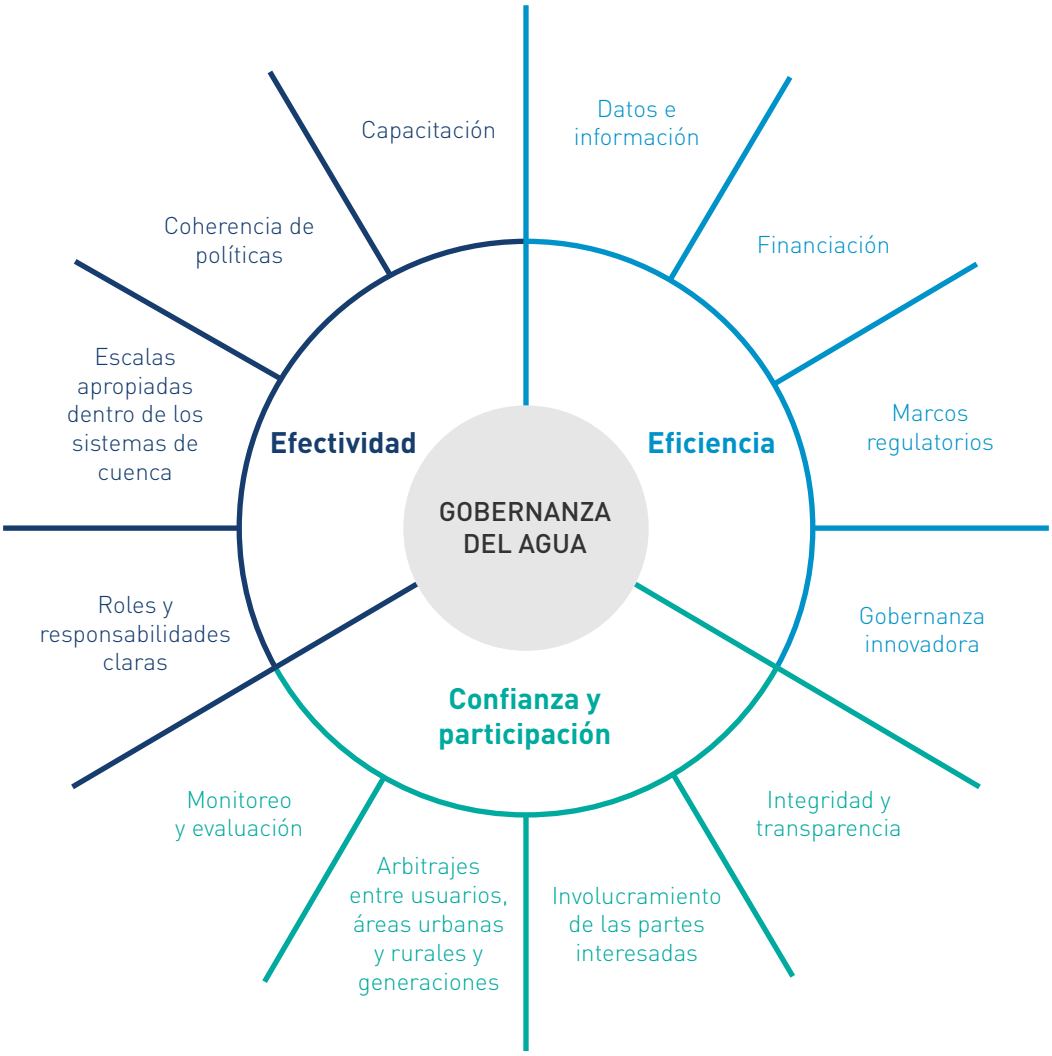


Figura 4.1. Visión general de los principios de gobernanza aplicada al agua según la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico) (OECD, 2015)

La gobernanza del agua se basa en unos principios que, según Van Rijswick *et al.* (2014), se pueden agrupar en diez bloques:

1. Conocimiento del sistema hídrico.
2. Valores, principios y elementos de política de gestión.
3. Participación de los interesados.
4. Negociaciones entre objetivos sociales.
5. Responsabilidad, autoridad y medios.
6. Regulaciones y acuerdos.
7. Acuerdos financieros.
8. Ingeniería, observación y vigilancia.
9. Implantación.
10. Prevención y resolución de conflictos.

La buena gobernanza del agua debe basarse en estudios suficientes, adecuada información y observaciones apropiadas, tanto de las variables hidrológicas como de las económicas y sociales. Una parte de la

responsabilidad de que se disponga de esa información es del Gobierno, que tiene la obligación de actuar, pero otra parte corresponde a los usuarios del agua, que deben apoyarla, costearla y colaborar en las observaciones y mediciones. Esta obligación se extiende a los que reciben los beneficios de la disponibilidad de agua, al nivel que les corresponde, con las contraprestaciones que estén a su alcance. La planificación hidrológica debe asegurar que se cubren los objetivos, que se usen bien los recursos humanos y económicos, sin duplicidades, y que la información fluya. El papel de los usuarios y de la sociedad civil en la observación es un aspecto de gran relevancia. Puede beneficiarse de la organización de un voluntariado.

La gobernanza efectiva del agua depende de que se disponga de capacidad suficiente para generar las interacciones y acciones necesarias y, en el caso de las aguas subterráneas, creando papeles claramente diferentes para todos, de manera que las acciones lleven a modos de interacción que den el mayor resultado según los esfuerzos que se pueden llevar a cabo. Esto supone invertir en integrar los elementos legales, de gestión, financieros, institucionales y sociales que se requieren y que ayudan a promocionar tanto la gobernanza como las estructuras que aseguren la adecuada implementación y evaluación.

La experiencia existente indica que la gobernanza del agua centralizada es poco eficaz (Molle y Closas, 2020), pero la gobernanza a nivel local precisa encuadrarse en una gobernanza a mayor escala.

Para la gobernanza de los recursos del agua de las cuencas hidrográficas, con las modificaciones necesarias para poner énfasis en las aguas subterráneas, se requiere:

- Desarrollo de marcos, leyes, reglamentos, planes de gestión y otros instrumentos, que sean claros, y de acuerdos cuando sean necesarios.
- Suficientes instituciones que consideren los ríos, lagos y aguas subterráneas en la cuenca y su relación con las cuencas vecinas.
- Desarrollo de un marco apropiado para evaluar los recursos de agua, el estado de los ecosistemas e impacto de los usos, en su real contexto, e indicadores del grado de gobernanza del agua a la escala de la cuenca y/o sistema acuífero.

Los principios de gobernanza de los recursos de agua de las cuencas son (OECD, 2015; Akhmouch y Nunes Correia, 2016; Akhmouch *et al.*, 2018):

1. Eficiencia

1.1. Marco legislativo que identifique claramente el mandato de las instituciones de gobierno de la cuenca y que esté de acuerdo con las políticas nacionales. Los problemas que se suelen encontrar en la práctica son el tratamiento separado de la cantidad y la calidad, la percepción de los derechos sobre el agua no coincidente con el estado legal, los derechos que provienen de legislaciones anteriores y la falta de aplicación de la ley.

1.2. Organizaciones de cuenca bien establecidas y coordinadas y que se basen en una fuerte voluntad política. Tienen distintos objetivos, tales como estudio, observación, planificación, asignación y control, gestión de sequías e inundaciones, control de la polución, resolución de conflictos, compartir información y diálogo.

1.3. Procesos para desarrollar e implementar compromisos a largo plazo y a varias escalas, que tengan en cuenta la diversidad de recursos de agua, los usuarios y sus interrelaciones, que consideren la posibilidad de un uso conjunto e integrado de los recursos de agua y que tengan en cuenta al medioambiente.

1.4. Modos efectivos para la coordinación de instituciones y organizaciones a diversas escalas. Para evitar una gestión fragmentada e inconsistente se requieren consejos de cuenca, comités intersectoriales y consulta a los interesados.

2. Observación y eficiencia

2.1. Evaluación de los recursos de agua superficial y subterránea, usos, interacciones e impactos del uso del recurso de agua, en su contexto real.
2.2. Sistemas eficientes de información sobre el agua a escala de cuenca y observaciones confiables y mecanismos para informar que midan el progreso y lo hagan de forma inteligible a los no expertos.
2.3. Equipos técnicos y administrativos bien formados y con medios humanos, financieros y de capacidad suficiente y autónomos, que garanticen una buena eficiencia y que no mermen cuando haya una crisis económica.
2.4. Modo sostenible para financiar la gestión del agua a escala de cuenca, fundamentado en principios básicos tales como el que usa, paga y el que contamina, paga. Frecuentemente la implementación es difícil y políticamente desagradable, en especial para la contaminación difusa. Los subsidios domésticos y al riego reducen la capacidad de las organizaciones de abastecimiento para incrementar los recursos económicos para el funcionamiento y mantenimiento, y en su caso remunerar a los inversores privados.

3. Compromiso y confianza

3.1. Comité/comisión de cuenca en que se tenga una participación real y reconocida de representantes de los interesados, con elecciones y procesos transparentes y buena capacidad. Los obstáculos son la actuación no democrática, el desconocimiento del recurso y del marco institucional y acceso a la información limitado.
3.2. Sistemas de comunicación dirigidos a la sociedad civil.

Para una participación efectiva en la gobernanza del agua deben localizarse los interesados en los recursos de agua. Generalmente hay una gran fragmentación de los actuantes y tomadores de decisiones, los cuales además tienen responsabilidades poco claras y solapadas. Un primer paso es identificar a los actuantes que deben participar, desde dentro o desde fuera, y entender sus motivaciones primarias, y después localizar redundancias y huecos en el entramado institucional que puedan afectar la coherencia de la acción política y eficiencia sectorial.

Lo que se denomina cartografía de los interesados es un ejercicio que se basa en dos etapas (OECD, 2015):

- Identificar a los interesados en lo que hace referencia a su participación a lo largo de la cadena del agua y su situación: tomador de primeras decisiones con influencia en el lugar, comunidad u organización con capacidad de obstaculizar decisiones y no interesado en tiempos pasados, e interesados que tienen responsabilidades formales que repercuten en el proceso de toma de decisiones y que pueden ser afectados por lo que se haga y sus derivaciones.
- Evaluar el potencial de los interesados para contribuir o para obstaculizar la toma de decisiones y la implementación de actuaciones.

La identificación de los interesados es una tarea intensiva, que requiere tiempo y que puede tener connotaciones políticas en cuanto a quién considerar y con qué capacidad. Deben estar todos representados, sean favorables o contrarios, y con suficiente representación. Para facilitar el proceso y solucionar malos entendidos iniciales, es importante valorar y discutir con los interesados qué es lo que ellos esperan de la participación y lo que puede impedirles participar.

Para promover diálogos sociales efectivos que lleven a la toma de decisiones legítimas se requiere que los asuntos que considerar se basen en percepciones comunes de los problemas de la gestión del agua

que hay que afrontar, así como en la confianza y el reconocimiento mutuo de los intereses existentes. Las comunidades de recursos de agua, una legislación adecuada y la aplicación del derecho de acceso a la información son medios para dar a la sociedad civil un papel y responsabilidad en decisiones colectivas.

En caso del uso de los recursos de agua para abastecimiento, para tener en cuenta las separaciones territoriales y administrativas en el agua y para la buena gobernanza, los Gobiernos necesitan la participación efectiva de la sociedad civil, el sector privado y el amplio espectro de interesados, con los siguientes considerandos (UN-Water, 2015):

- Atribuir claramente los papeles y responsabilidades en la definición de políticas, provisión de servicios y regulación y para asegurar una buena coordinación entre interesados.
- Gestionar el agua a las escalas territoriales adecuadas, incluyendo sistemas coherentes e integrados de gobernanza de cuencas, que acomoden las necesidades y prioridades según los niveles de gobernanza.
- Visión amplia y promover la coherencia de las políticas entre todas las áreas relacionadas con el agua y que son esenciales para un futuro del agua sustentable que, entre otros aspectos, considere la alimentación, el desarrollo urbano, la energía, el comercio y el cambio climático.
- Asegurar que la mayor descentralización y empoderamiento de los Gobiernos y comunidades locales suponga mayores recursos económicos y capacidades, al nivel considerado, allí donde el acceso a los servicios es más perentorio.
- Producir, actualizar y compartir datos sobre el agua y temas relacionados con el agua que sean significativos, de calidad, actualizados, consistentes y comparables, y usarlos para guiar, asesorar y mejorar la formulación de políticas y de la gestión del agua.
- Promover la integridad y la transparencia.
- Gestionar el agua con los interesados, poniendo suficiente atención al comportamiento de los consumidores para crear aceptabilidad, legitimidad y sustentabilidad de las decisiones y políticas, para generar confianza y fortalecer la transparencia y para lograr capacidad.
- Llevar a cabo una observación (monitoreo) que sea regular y suficiente y evaluar la política del agua y los sistemas de gobernanza, y compartir los resultados con el público para identificar los aspectos mejorables, así como realizar ajustes cuando sea necesario. Esto requiere datos robustos, actualizados y comparables, e información a todos los niveles de toma de decisiones.

La gobernanza del agua para abastecimiento compatibiliza ópticas con las siguientes directrices:

- Recuperar todos los costes del servicio, incluyendo las amortizaciones, y tener independencia económica.
- Gestionar los costes de manera eficiente, procurando minimizarlos. Esto incluye reducir las fugas y derivaciones ilegales.
- Garantizar que ninguna familia tenga que gastar más de un determinado porcentaje (por ejemplo, 3%) de sus ingresos y aplicar tarifas progresivas.
- Para la población con ingresos bajos y en áreas rurales, donde no se alcanza la necesaria economía de escala, el objetivo de la recuperación de costes puede suponer subsidiar, pero sin comprometer la eficiencia y a cambio de una prestación.
- Promover la gobernanza para alcanzar los objetivos enunciados, teniendo en cuenta que se observa correlación entre los problemas del agua y la falta de gobernanza.
- Establecer una regulación fuerte, que permita controlar los monopolios naturales.

Los países del norte de Europa tienen un bajo consumo de agua per cápita pese a que los recursos hídricos están sometidos a una presión muy inferior, sobre todo desde la óptica de la cantidad, pues pagan elevados precios por el agua para recuperar todos los costes. En los países del sur de Europa,

los recursos de agua están sometidos a un estrés hídrico mucho mayor, debido al riego de grandes superficies de terreno y, sin embargo, mantienen tarifas subsidiadas, y por ello conservan peor sus infraestructuras. De este modo, los países en los que el agua escasea son quienes peor la gestionan (Bru y Cabrera, 2020).

La buena gobernanza del agua supone poner atención a las posibles y probables condiciones futuras que se puedan derivar del cambio climático y global, dentro de sus grandes incertidumbres, con actuaciones prudentes y libres de ideologías preestablecidas. Es importante para la planificación a largo plazo. La evolución social, científica y tecnológica hace que lo que en un momento es lo apropiado, no lo sea con el transcurso del tiempo y se requiera un cambio de paradigma (Llamas *et al.*, 2006). El cambio de paradigma social en el uso del agua en agricultura, que es el principal consumidor de agua en muchos países, precisa ideas nuevas y desarrollar las capacidades asociadas a su comercialización y distribución, sin abandonar la seguridad alimentaria de la población, en un contexto realista de la situación actual del comercio internacional.

La influencia del cambio climático sobre la gobernanza del agua subterránea, en términos hidrológicos, se manifiesta en los posibles cambios en la recarga, en la generación de escorrentía, en la demanda de agua —principalmente para agricultura— y en los cambios socioeconómicos que acompañan, además del posible efecto nocivo de la inercia e inadecuación de la normativa legal y administrativa. Hay numerosos estudios publicados, pero gran parte de ellos se basan en simulación con modelos que utilizan funciones no siempre bien experimentadas de los procesos, algunos aún mal conocidos, parámetros no bien calibrados o usados fuera del ámbito de calibración y datos a partir de series generadas por modelos de predicción de variables climáticas según escenarios acordados pero muy discutibles en cuanto a su representatividad. Las predicciones son poco precisas y su certeza decae rápidamente al extenderse el horizonte temporal.

La buena gobernanza del agua subterránea requiere una perspectiva de la futura existencia de recursos de agua subterránea y de cómo estos están relacionados con los otros recursos de agua, y también con los otros recursos naturales y sociales. Debe estar soportada por un suficiente conocimiento de los posibles cambios futuros y de las probabilidades asociadas a la realización de los mismos. Esto precisa un nivel de estudio adecuado, a la escala adecuada y en el contexto de escalas más amplias, que incluya los aspectos políticos y evoluciones sociales. Todo ello se ha de traducir en escenarios plausibles, con un espectro amplio y que esté lo menos sesgado posible. Esta es una tarea difícil, que necesita planificación en forma de orientaciones y no de normas rígidas, aunque la tendencia gubernamental suele ir en sentido contrario, por comodidad y por no saber o no querer internalizar las bases de la buena gobernanza. Esta buena gobernanza tiene muchos matices de toma de decisiones con información incompleta. Se trata de resolver un conjunto de ecuaciones con más incógnitas que ecuaciones y/o con parámetros desconocidos o inciertos. En este punto la gobernanza se asemeja al ejercicio de la política y requiere incorporar principios éticos y morales.

El cambio climático es una de las variables que influyen en la gobernanza del agua subterránea, independientemente de si dicho cambio climático es natural, por causas antrópicas o una combinación de ambos. Como algo impuesto externamente —excepto en aspectos controlables del cambio global—, la buena gobernanza del agua debería poner la atención en la adaptación, en el contexto en la que se plantea y con los recursos que proporciona una escala más amplia.

La tendencia a una planificación hidrológica basada en escenarios futuros de recursos de agua y de agua subterránea cada vez más escasos es una forma de reducción de la disponibilidad de agua que puede esconder —y posiblemente lo hace— la preferencia por un uso humano menor de los recursos de agua y más recursos de agua ambientales, sin que ello se base en estudios económicos y sociales, sino en

modas e ideologías del momento. Una alternativa, posiblemente menos atractiva para administraciones de tendencia autoritaria, como la española, es la de la modificación de las autorizaciones y concesiones según la tendencia de la evolución, con previsiones a plazo compatible con el de la implementación de acciones infraestructurales y no infraestructurales y correcciones temporales por las fluctuaciones a corto plazo. Esta alternativa está poco experimentada por ahora, pero parece que la buena gobernanza del agua subterránea debería adoptarla en un contexto de buena y suficiente información elaborada y de transparencia.

La buena gobernanza general y la buena gobernanza del agua en particular son difíciles de alcanzar, aun en áreas con buena tradición de gestión. Sucede en especial en décadas recientes, por la gran influencia de los medios de comunicación y de los que los manipulan, para lograr estados de opinión y de exigencias sociales que acaban por tener poca relación con los aspectos científicos y técnicos de partida, así como del bien común, que debería ser el objetivo último. Por esta razón, un difícil, importante e inexcusable desafío de la gobernanza es tomar como base información fidedigna y suficiente, manejada honestamente, y contrarrestar las posiciones creadas por grupos de interés, doctrinarios o fanáticos. Esto se hace más difícil en la gobernanza de las aguas subterráneas, por no ser visibles y por lo tanto requerir mayor esfuerzo de conocimiento, de información asequible a la población, de buenos comunicadores y de mostrar las incertidumbres inevitables. La existencia de incertidumbre no es ignorancia, sino el reconocimiento consciente de realidad con la que hay que convivir normalmente y conocerla.

Lo expuesto anteriormente hace que sea necesario disponer de un **organismo regulador** independiente, a salvo de posibles secuestros y manipulaciones, y que idealmente no debería ser parte de la Administración del agua. No es por ahora el caso español en su actual situación. A nivel mundial, la experiencia en general, y en especial en lo referente a las aguas subterráneas, es escasa y con matices locales que hacen que las extrapolaciones tengan riesgo de inadecuación.

En la gobernanza del agua subterránea —lo mismo que la de otros aspectos—, las posiciones que pretenden ser inamovibles o que tienden a conservar a toda costa la posición del momento son obstáculos que solventar, ya que el mundo real es inevitablemente cambiante a largo plazo. Los esfuerzos de conservación, en general costosos y que se deben pagar, con frecuencia retrasan los problemas y hacen más complicada la solución. La adaptación puede ser una estrategia correcta, más que la mitigación, pero puede ser difícil de asumir en la buena gobernanza, ya que puede tener que luchar contra inercias, supuestos derechos adquiridos, oportunismos, ideologías y réditos de grandes instituciones y países poderosos, y también de grupos privilegiados cuando se trata de escalas menores.

En España se ha publicado recientemente el *Libro verde de la gobernanza del agua en España* (LVGAE, 2020) como aplicación y reflexión de lo anteriormente expuesto y siguiendo a la OCDE. Es la visión del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Pone especial acento en los aspectos relacionados con el cambio climático. Apunta a que las soluciones basadas en la expansión de la oferta de agua, cuando ya ha aprovechado buena parte del potencial hidrológico, están asociadas en gran medida a costes crecientes, rendimientos decrecientes, mayor resistencia política, impactos agravados sobre el medioambiente y mayores barreras para su aceptación social. Las respuestas convencionales a la mejora de la disponibilidad de recursos y el deterioro de la calidad del agua aportan menos seguridad que alternativas adaptables, tales como el desarrollo de fuentes como la desalinización y la reutilización, la flexibilización e integración del sistema de oferta existente, la protección o restauración de las fuentes, las infraestructuras verdes, las medidas basadas en la naturaleza, o las concesiones y precios contingentes y otros instrumentos de gestión de la demanda de servicios del agua.

El LVGAE (2020) indica que la gestión integral exige cambios en la gobernanza del agua, por lo menos en las cuatro dimensiones siguientes:

- Mejora de la coordinación de las políticas sectoriales de manera que estas contribuyan a lograr los objetivos de la política y gestión del agua y que se garantice que las actuaciones sectoriales o en las comunidades autónomas no entran en contradicción con los objetivos comunes.
- Restablecimiento de la coherencia entre los distintos niveles de la Administración pública del agua que conviertan el ciclo del agua y su gestión en un conjunto unitario de responsabilidades institucionales, en el que la Administración central, las Administraciones autonómicas, provinciales y municipales se coordinan para contribuir efectivamente a objetivos comunes.
- Participación comprometida del mayor número posible de usuarios y agentes sociales que, además de demandar y controlar la acción pública, asuman responsabilidades compartidas con una Administración que involucre y se relacione de una manera diferente con los ciudadanos.
- Forma de construir, diseñar y ejecutar las decisiones políticas basada en un uso efectivo del conocimiento y en sistemas de información y apoyo a la gestión que permitan, además, el seguimiento y la evaluación de resultados de la gestión del agua con criterios transparentes de efectividad, eficiencia, equidad y sostenibilidad y no solamente con los criterios legales y de procedimiento.

4.3. Gobernanza del agua subterránea

La gobernanza del agua subterránea es el proceso por el cual el agua subterránea es gestionada mediante responsabilidad, participación, información, disponibilidad, transparencia y costumbres, y acorde con el marco legal. Es el arte de coordinar acciones administrativas y toma de decisiones entre diferentes niveles jurisdiccionales (Moench *et al.*, 2014).

La gobernanza del agua subterránea es objeto de especial atención por parte de los organismos internacionales, en especial de FAO y UNESCO, con el soporte del GEF (United Nations Global Environmental Facility). UNESCO (2022) ha resumido los conceptos sobre gobernanza del agua subterránea tratando de hacer visible lo invisible. A través de la International Association of Hydrogeologists, se realizaron una serie de informes específicos al respecto (GEF, 2016). Los aspectos económicos y sociales se consideraron en un número especial de la revista científica *Journal of Hydrology* (Llamas *et al.*, 2006). Junto con el agua subterránea, se considera también el espacio subterráneo (Van der Gun y Custodio, 2019). El progreso de la gobernanza del agua subterránea ha dado origen a una extensa recopilación (Villholth *et al.*, 2018).

Naciones Unidas (GEF, 2015), dentro de la Agenda 2030, ha considerado sintéticamente la gobernanza del agua subterránea, en cuanto a la mayor reserva de agua dulce y el mayor recurso para el futuro, con visión gubernamental de una gestión sostenible del agua subterránea para el desarrollo y la reducción de la pobreza, y tiene en cuenta que el actual desarrollo y uso no regulado del agua subterránea amenaza a este recurso.

La gobernanza del agua subterránea comprende el marco que posibilita y los principios que guían la actuación colectiva responsable que asegure el control, protección y utilización socialmente sostenible de los recursos de agua subterránea en beneficio de la humanidad y los sistemas que dependen del agua subterránea. La gestión del agua subterránea comprende las actividades que realizan agentes comisionados para desarrollar, usar y proteger sustentablemente los recursos de agua subterránea. Este marco incluye las leyes, normativas y costumbres de uso del agua subterránea, así como los procesos para involucrar al sector público, al sector privado y a la sociedad civil, y las acciones para aplicar esas leyes, políticas y decisiones. Consiste en modos rutinarios, prácticos y efectivos que permitan lograr ciertas metas y objetivos preestablecidos (Varady *et al.*, 2015; Megdal *et al.*, 2015).

Según GEF (2015), la gobernanza del agua subterránea tiene cuatro componentes: 1) marco legal y regulatorio, 2) conocimiento preciso y ampliamente compartido de los sistemas de agua subterránea junto con saber de su existencia, 3) marco institucional que se caracteriza por liderazgo, buena organización y capacidad de involucrar a los interesados y mecanismos funcionales para coordinar el agua subterránea con los otros sectores y 4) políticas, estructuras de incentivos y planes de acuerdo con los objetivos de la sociedad. Los elementos clave para establecer la gobernanza del agua subterránea son soluciones locales integradas con las soluciones a niveles superiores, participación de los usuarios y transparencia, información y comunicación, que son esenciales para la concienciación y rendición de cuentas.

Según la FAO (FAO, 2015), la gobernanza del agua subterránea comprende el marco que posibilita y los principios que guían la acción responsable colectiva que asegure el control, protección y uso socialmente sostenible de los recursos de la misma en beneficio de la humanidad y de los ecosistemas que dependen del agua subterránea. La gobernanza efectiva del agua subterránea comprende la promoción de acciones responsables que aseguren la protección y uso sustentable de los recursos de agua subterránea y la gestión a largo plazo de los sistemas acuíferos.

El GEF (GEF, 2015) resalta que la mejora de la gobernanza del agua subterránea requiere:

- Conocimiento preciso y ampliamente compartido del agua subterránea.
- Sistema legal, regulador e institucional que permita gestionar el agua subterránea para el interés público.
- Liderazgo nacional y local para el recurso, con agencias con poder de gestión que tengan autoridad, capacidad y financiamiento para su tarea.
- Estructuras de política e incentivos de acuerdo con los objetivos de la sociedad.
- Mecanismos que faciliten y acojan la participación de los interesados en la gestión del agua subterránea.
- Gestión conjunta con el agua superficial y el uso del territorio, y coordinación con los sectores relacionados para afrontar asuntos y riesgos.
- Programas para la elaboración e implementación de planes de acción prioritarios para la gestión del agua subterránea que se basen en evidencias científicas.

Y pone de relieve que:

- Es esencial que las soluciones sean descentralizadas y participativas, con papeles centrales para los Gobiernos locales e interesados locales que incluyan a usuarios de pozos, contaminadores potenciales, abastecedores de agua y consumidores.
- El agua subterránea aporta grandes beneficios económicos.
- El agua subterránea regula la escasez y es un aporte principal para ríos y humedales.
- Hay una creciente preocupación por la sostenibilidad del recurso, debido al consumo de reservas, el rápido aumento de la polución y los riesgos de otras actividades en el subsuelo y espacio subterráneo.
- Los acuíferos y el agua subterránea que contienen son un recurso vital para el desarrollo y la vivienda, y por lo tanto requieren mayor gobernanza y gestión.

Para la puesta en práctica de la gobernanza del agua subterránea hay que tener en cuenta los siguientes principios (FAO, 2015):

- Gestionar el agua subterránea conjuntamente con otros recursos de agua, para mejorar la seguridad hídrica y el buen estado de los ecosistemas, considerando que frecuentemente el papel del agua subterránea es el de reserva gestionable.

- Gestionar conjuntamente la calidad y los recursos de agua subterránea y hacerlo de acuerdo con la planificación territorial, en especial en lo referente a la recarga y posible contaminación y degradación.
- Gobernanza conjunta de todas las actividades en el espacio subterráneo.
- Integración entre las actuaciones a nivel nacional y local en cuanto a la elaboración e implementación de los planes de gestión y protección de las aguas subterráneas.
- Coordinar con las macropolíticas de otros sectores, tales como los de agricultura, energía, salud, desarrollo urbano e industrial y medioambiente.

Algunos de los principales escollos para la gobernanza del agua subterránea son (FAO, 2015):

- Bajo interés político y liderazgo inadecuado por parte de las agencias gubernamentales.
- Escaso conocimiento de los riesgos a largo plazo respecto al agua subterránea.
- Importantes vacíos en la información sobre el recurso.
- Sistemas legales y regulatorios del agua subterránea que no funcionan.
- Insuficiente participación de los interesados en la gestión del agua subterránea.
- Estructuras de incentivos que no se corresponden con los objetivos de uso sustentable y eficiente del agua subterránea.
- Interacción limitada del conocimiento científico de las aguas subterráneas y las políticas nacionales.

Según GEF (2015), la mala gestión del pasado se puede atribuir a una débil gobernanza actual del agua subterránea, teniendo en cuenta: a) el pobre entendimiento político de los asuntos del agua subterránea que lleva a compromisos insuficientes, b) la falta de concienciación de los interesados y el público en general de los riesgos a largo plazo en relación con el agua subterránea, c) la falta de disponibilidad de gran parte de la información y conocimiento para la gestión del agua subterránea, d) marcos legales y reguladores del agua subterránea que a menudo se adaptan mal a la realidad y cuya aplicación ha sido problemática, e) interpretación legal de la propiedad y derechos del agua subterránea distintos del de los propietarios de pozos, f) políticas de estructuras de incentivos que favorecen el consumo de reservas y la degradación, g) existencia de políticas y programas del agua subterránea que frecuentemente no están conectadas con sectores económicos que impulsan la demanda de agua subterránea y aceleran la contaminación de los acuíferos, h) variable y frecuente débil liderazgo, capacidad y actuaciones de las organizaciones públicas en gestión de las aguas subterráneas y i) bajo nivel de financiación de la gestión del agua subterránea, a veces tan bajo como para afectar las actividades que son críticas para una gestión sostenible. El establecimiento de agencias reguladoras en el caso de la demanda de agua subterránea para agricultura es en general difícil (Foster y Custodio, 2019).

La gobernanza del agua subterránea afecta a las disposiciones sociales, políticas, financieras y legales que condicionan el uso y manejo de los recursos de agua de los acuíferos. Aunque la gobernanza del agua subterránea es parte de la gobernanza del agua en general, las características del agua subterránea requieren disposiciones específicas de gobernanza, ya que se trata de un recurso no visible y en gran manera de acceso libre y que se ha desarrollado muchas veces de forma incontrolada.

Los retos a la gobernanza del agua subterránea en cuanto a la participación pública y la gestión de recursos se plantean en el contexto de la actual crisis político-institucional, económica, social y ecológica. En este contexto, resulta cada vez más difícil alcanzar un acuerdo científico-técnico en todas las cuestiones, y es más complicado imponer desde el estamento político soluciones a una sociedad cada vez más crítica, activa y diversa. Esta sociedad no comparte los riesgos propuestos desde la política ni su distribución, ha perdido la confianza en los políticos y las instituciones, tiene más conciencia ambiental y demanda ser parte de las decisiones públicas. Esto pide nuevas formas de gobierno que sean capaces de integrar todas las dimensiones de un mismo problema, den una respuesta coherente y sean capaces de

establecer parámetros y pautas de actuación que permitan una gestión sostenible, con equilibrio entre las dimensiones ambiental, económica, social y político-institucional que entran en juego ante cualquier decisión.

La gobernanza es una de las respuestas a la crisis democrática y ambiental, que expresa los límites del modelo tradicional de gobierno y plantea la búsqueda de nuevas formas de concebir y de ejercer la autoridad pública, que incluye más actores en el proceso político y que lleva implícita la integración de la complejidad y la mejora de la calidad democrática.

La gestión de las aguas subterráneas debe afrontar y resolver conflictos. Entre los distintos enfoques de gestión de conflictos, la resolución alternativa es una opción efectiva, previa a la vía judicial, de modo que la mediación es una de las principales herramientas de prevención y solución de conflictos ambientales. La mediación se concibe como una oportunidad para alcanzar soluciones de forma más eficiente y sólida que los mecanismos convencionales de resolución de conflictos. Consiste en la intervención en un conflicto de una tercera parte neutral, que ayuda a gestionar las disputas entre las partes.

Aunque no existe un modelo único para llevar a cabo la mediación, es posible identificar algunas condiciones básicas para su buen desarrollo:

- Participación de todos los implicados en el conflicto en espacios compartidos de diálogo.
- Propiciar y dar la oportunidad de comprender las necesidades del otro y buscar alternativas compartidas en las que todos los implicados se sientan satisfechos.
- Flexibilidad y adaptabilidad a los ritmos en los que se desarrolla el conflicto, por ejemplo, cuando el tiempo para la resolución es mayor que el tiempo que se quiere dedicar a su mediación (plazos administrativos).
- Incluir un espacio de debate sobre el diagnóstico para que, una vez que se llegue a un acuerdo, se gane operatividad y eficacia en la propuesta de soluciones.
- Garantizar la objetividad e imparcialidad en las decisiones, tener interlocutores válidos, lograr transparencia de la información y confianza mutua, gestionar las expectativas a través del establecimiento de los límites de la mediación y tener la presencia de mediadores profesionales y experimentados.

Pueden identificarse al menos cuatro fases en el desarrollo de un proceso de mediación: 1) preparación, 2) escucha y negociación, 3) acuerdo y 4) implementación y seguimiento.

La disponibilidad de leyes y regulaciones no es suficiente, sino que hace falta que se apliquen, se cumplan y se acepten por todos los usuarios y gestores del agua subterránea implicados. Se requiere disponer de organizaciones líderes, tanto a nivel local como gubernamental, que consideren conjuntamente la cantidad y la calidad. Las organizaciones locales precisan refuerzo y motivación. La gestión efectiva también necesita colaboración entre las agencias públicas y los interesados, y que además esté legalmente asegurada.

La escasez de agua puede afectar seriamente a la gobernanza del agua, en particular en cuanto a la explotación intensiva y minera de las aguas subterráneas. Esto puede conducir a batallas judiciales en torno a situaciones poco definidas, tales como derechos históricos y adquiridos, uso razonable y equitativo, excepciones y buen uso, además de empecinamientos personales en no pocas ocasiones. Estos conflictos pueden estar a veces fomentados por grupos políticos para favorecer su acción, lo que rara vez guarda relación directa con el agua y aún menos con el agua subterránea. Sin embargo, la experiencia muestra que el agua puede y suele ser un incentivo para la cohesión (Llamas, 1999).

Cabe eliminar los subsidios del Gobierno que de algún modo favorezcan una extracción excesiva o la contaminación, pero sin castigar a los que tienen más que perder. Se han de considerar los subsidios que favorezcan la recarga, mitiguen la contaminación y reduzcan el uso de agua.

Los requisitos de la gobernanza del agua subterránea para la integración y coordinación vertical de la gestión del agua subterránea se resumen esquemáticamente en la figura 4.2.

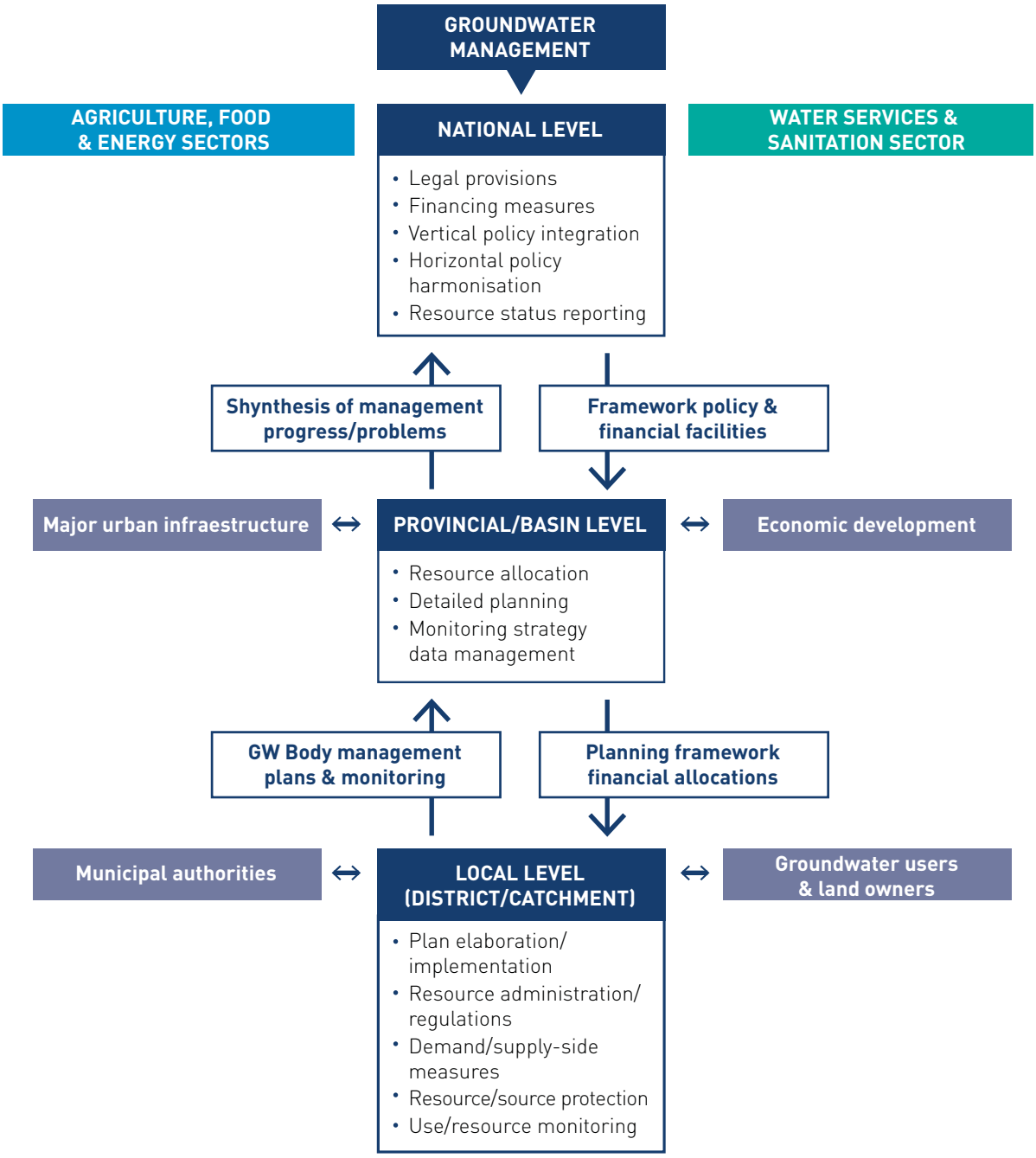


Figura 4.2. Esquema global de los requisitos de la gobernanza del agua subterránea para la integración y coordinación vertical de la gestión del agua subterránea (Foster y Van der Gun, 2016)

A medida que aumenta la demanda de agua subterránea, la gestión del agua puede tener que modificar sus perspectivas cuando las capacidades de los actuantes aumentan según los Estados, Gobiernos locales y organizaciones no gubernamentales mejoran y diversifican sus fuentes de recursos. Sin embargo, los marcos legales estatales para la gobernanza del agua subterránea no suelen reflejar el conocimiento hidrológico y no son comprensivos.

Las aguas subterráneas tienen especificidades que requieren una consideración apropiada para su explotación, gestión y gobernanza (Jarvis, 2014; MASE, 2015). Entre ellas están la lenta respuesta, los efectos diferidos, los impactos poco perceptibles durante un tiempo (en función de que se disponga de una red de observación apropiada y de que los datos sean correctamente interpretados), que a efectos geográficos no queda claramente definido, ni es permanente en el tiempo, qué es agua arriba y agua abajo respecto a un lugar y que se trata de un recurso de propiedad comunal.

Los factores que contribuyen a la buena gobernanza del agua subterránea son (Alley *et al.*, 2016):

- Reconocer que el agua superficial y el agua subterránea son un único recurso.
- Participación activa de los interesados locales en el proceso de toma de decisiones.
- Presión desde corporaciones exteriores para lograr soluciones adecuadas y factibles.
- Educación pública sobre el agua subterránea y su importancia.
- Consideración del agua subterránea dentro de otras áreas, tales como agricultura, energía y uso del territorio.
- Leyes adecuadas y su aplicación efectiva.
- Agencias del agua subterránea bien dotadas, humana y económicamente.
- Caracterización de los principales sistemas acuíferos.
- Reconocimiento de la respuesta a largo plazo de los sistemas de agua subterránea.
- Consideración de las interacciones entre el agua subterránea y el clima.
- Liderazgo de la comunidad.

La gobernanza del agua subterránea tiene sus propias dimensiones. La cuenca hidrográfica es con frecuencia un marco adecuado para las aguas superficiales, pero no lo es necesariamente para las aguas subterráneas, ya que un acuífero o sistema acuífero puede extenderse sobre más de una cuenca hidrográfica (Wijnen *et al.*, 2012; Gleick *et al.*, 2011, capítulo 14), en ocasiones con diferencias notables y tanto más frecuentes a pequeña escala, en terrenos muy llanos, con medios muy permeables o recarga muy pequeña.

Algunos principios de actuación política para la gobernanza del agua subterránea, aunque en la realidad pocas instituciones los cumplen todos, son:

- Transformar el papel de las agencias gubernamentales responsables del agua subterránea desde el de desarrollo del abastecimiento al de custodio del recurso, de suministrador de información y de la participación de los usuarios e interesados en el proceso de gestión.
- Que los Gobiernos aseguren la existencia de agencias estatales y provinciales, aportando suficientes recursos económicos y eliminando obstáculos burocráticos para contratar a los profesionales necesarios, con sueldos y promoción adecuados, estableciendo guías para tratar casos en los que hay límites administrativos intercalados, estableciendo estándares mínimos de referencia para identificar, caracterizar, observar y evaluar los sistemas acuíferos en riesgo y definir procedimientos para especificar e implementar medidas de gestión que sean adecuadas al nivel de riesgo existente y diversificando los programas de estudio de los hidrogeólogos para incluir más ciencias sociales.
- Reconducir la responsabilidad de la gestión de los recursos de agua a ministerios en relación con el medioambiente y otras agencias, sobre las que pueden actuar directamente otros organismos de mayor rango, como los Ministerios de Hacienda, Comercio, Agricultura, Industria o servicios públicos, y tratar de asegurar suficiente influencia para negociar con entidades más poderosas.
- Separar la acción política de la gestión operacional y de la provisión de servicios de agua de diferentes entidades, clarificar las relaciones y papeles, asegurar que los ministerios y agencias tengan la capacidad y poder de acción política que necesitan y reconocer y abordar las inercias administrativas, cambiando las normas y las reticencias y obstrucciones políticas y favorecer los procesos que los contrarresten.

- Enlazar con decisiones políticas a alto nivel que ayuden a la gobernanza del agua subterránea, como las relacionadas con la alimentación, energía y comercio, estableciendo los cambios normativos apropiados.
- Potenciar el uso de la ciencia y de la información mediante programas de reconocimiento en áreas en las que el agua subterránea es importante.
- Aportar recursos suficientes para la observación y evaluación, con mayor uso de los sensores remotos para labores de policía y reconocimiento, recolectar información socioeconómica, adquirir y compartir información para conocimiento, para facilitar las negociaciones de atribución de recursos de agua, para coordinar los papeles de gestión y para resolver conflictos y disputas, y crear sistemas de alerta temprana basados en indicadores que ayuden a la preparación contra los desastres y que además sean rápidos de evaluar y simples. Frecuentemente no se necesita crear nuevas instituciones y normativas.
- Tomar el mínimo de decisiones políticamente difíciles a corto plazo.
- Encuadrar la participación pública. Puesto que la gestión del agua subterránea consiste especialmente en influir en el comportamiento de los usuarios del agua subterránea y en los contaminadores potenciales, más que en la asignación de arriba abajo de un recurso natural claramente definido, el proceso de permitir y promover la participación de los interesados es un instrumento de gobernanza del agua subterránea especialmente crítico. Es esencial que haya un liderazgo en la gobernanza del agua subterránea para los procesos de planificación e implementación, para facilitar la comunicación entre los interesados, sectores y agencias gubernamentales relevantes y para sostener el intercambio de información entre interesados y Gobiernos.
- Desarrollar y permitir la gestión del agua subterránea por la comunidad, incluyendo la enseñanza y la organización de la comunidad, grupos no gubernamentales y funcionarios, y el establecimiento formal de papeles y responsabilidades y rendimiento de cuentas de los distintos grupos en cuanto a acciones políticas y regulaciones.
- Aprovechar las técnicas modernas de la información.
- Considerar la escala del caso y la adecuación, buscando coherencia a distintas escalas para una mejor integración vertical de los sistemas de gobernanza, de modo que la gestión del agua sea coherente desde la escala local a la nacional, o sea desde el uso local del territorio y del agua al de los acuerdos transfronterizos y de límites entre cuencas.
- Analizar continuamente el impacto de las grandes líneas de acción política, actuales o futuras, sobre el desarrollo y uso del agua y mantener un diálogo abierto y franco con los responsables de crear e implementar las políticas. Supone promover actuaciones de abajo arriba al tomar parte activa en la movilización de la gente en los procesos locales, al proveer fondos y servicios técnicos para las iniciativas locales, al invertir en infraestructura, al construir capacidad y experiencia entre los profesionales y al coordinar iniciativas que atañen a más de un Gobierno local.
- Considerar la economía y en su caso usar incentivos económicos para impulsar cambios en el comportamiento de los usuarios e instituciones. Desarrollar aproximaciones de mercado para optimizar la asignación de agua y la provisión de servicios de agua y la gestión del recurso, pero bajo la vigilancia del Gobierno para regular las posibles distorsiones del mercado.
- Desarrollar guías de buenas prácticas que incorporen el valor de escasez del agua en el precio, que permitan reconocer las afecciones a otros y por terceros y utilizar esta información para desarrollar políticas de gestión del agua.

La gobernanza del agua subterránea debe superar una serie de restricciones y barreras. Tales son (Varady *et al.*, 2015):

1. Inercia y resistencia al cambio: tal sucede cuando el poder y el acceso a los recursos se limita a unos pocos y estos perciben que los cambios mermarán sus beneficios. A esto se une que la explotación a gran escala de las aguas subterráneas es reciente y que la capacidad institucional va con retraso respecto al desarrollo tecnológico y la valoración económica y cultural del recurso natural.

2. Priorización del beneficio: sucede principalmente cuando los usuarios del agua subterránea son una parte importante del electorado político, se fuerzan políticas por temor a la pérdida de votos y para obtener beneficios para ciertos sectores o élites. De hecho, es fácil que lleven a corrupción en las organizaciones gubernamentales.
3. Problemas de encuadre: son debidos a que las escalas temporales de los recursos de agua subterránea frecuentemente superan los tiempos de vida de los recursos humanos de las administraciones gubernamentales, las cuales además están limitadas por las elecciones y, por lo tanto, hay que tener en cuenta que los límites y escalas de gestión de los recursos de agua no coinciden con los de la realidad física y a que los tiempos de formulación de las leyes y políticas no permiten afrontar los problemas del momento.
4. Problemas de coordinación: se deben a que la gestión de los recursos de agua está frecuentemente fragmentada y en distintos departamentos, y no todos ellos consideran que la sostenibilidad es de su competencia. Esto lleva a preferencias que están en competición y en conflicto, lo que reduce la eficiencia, además de una resistencia a gestionar a escala local.
5. Déficit de información: es algo frecuente en observación de la cantidad y de la calidad y aún más en aspectos socioeconómicos. Además, la información suele ser incompleta y puede ser errónea para evaluar la importancia de los problemas. En otros casos, el problema es que se recoge mucha información errónea. Hay una falta de encaje de la información entre productores y usuarios. Asimismo, la mayor parte de la información que se genera y difunde es desde el punto de vista del productor y no del usuario, no se suele convertir la información técnica en algo inteligible a los no expertos, faltan recursos humanos y financieros que llevan a deficiencias legales en el establecimiento de precios y, a veces, se esconde la información aduciendo razones de seguridad y de supuesta confidencialidad.
6. Marcos y modelos conceptuales sobre el agua subterránea limitados: para abordar la complejidad de los recursos de agua subterránea se requieren visiones globales basadas en el conocimiento experto de muchas disciplinas, en vez de la tendencia a explicaciones simplistas y la aceptación de relaciones causa-efecto no bien demostradas y a veces inexistentes. La forma de comunicación tradicional tiende a acentuar las consecuencias negativas de la explotación (a la que se suele denominar sobrexplotación), con preferencia a los beneficios socioeconómicos de la utilización de las aguas subterráneas.
7. Insuficiente participación pública: en general se tiene una débil participación de los usuarios en el proceso de toma de decisiones. Frecuentemente, los usuarios son poco considerados por los gestores del agua subterránea y agencias gubernamentales. Falta formación de los funcionarios para tratar procesos que incluyen la interacción con las comunidades. Pocas regulaciones de las existentes reconocen el poder o los mandatos de las organizaciones de la sociedad civil —en general poco desarrolladas—, a las que se las ve como activistas o incluso como grupos de interés ilegales. Las personas no tienen la capacidad o el tiempo, o carecen de la debida información, lo que impide su mayor participación. A menudo, las organizaciones de base y las no gubernamentales no tienen suficiente conocimiento técnico del agua subterránea. Para esa participación no hay paradigma, modelo o políticas sencillas que hayan tenido éxito en cuanto a la gobernanza efectiva, sustentable y equitativa de los recursos naturales, como el agua subterránea. El agua subterránea es un recurso local que requiere soluciones locales, incluyendo nociones poco definidas y frecuentemente no medibles, tales como cultura social y el signo de los tiempos, que son cambiantes.

La gobernanza del agua subterránea se realiza a distintas escalas, en cada caso con distintas implicaciones:

- Escala de acciones políticas sobre el agua subterránea: tales como sostenibilidad de la cantidad y calidad, eficiencia en la atribución y uso intersectorial, equidad al asegurar el acceso, protección de los derechos de agua y proceso iterativo para coordinar el sector del agua con los otros sectores con interés en el agua.

- Escala de funciones estratégicas: establecimiento de las instituciones e instrumentos que hagan que el comportamiento de los interesados y las producciones locales estén de acuerdo con los objetivos de la acción política. Planificación integrada de los recursos de agua que sea capaz de asignar el agua de acuerdo con los objetivos de la política social. Esto supone un marco de leyes, derechos e instrumentos de regulación que se adapten al contexto real, un marco de incentivos que apoye la buena gobernanza y un marco para ayudar y aportar recursos a la gestión local, y adquisición y gestión de la información, conocimiento y comunicación con los interesados.
- Escala local: organizaciones e instituciones que controlen lo que sucede realmente en el terreno y que respondan a las reglas e incentivos de la escala de funciones estratégicas. Se consideran las captaciones individuales, las dependientes de instituciones locales y las que dependen directamente de agencias públicas. Habría también que considerar el riesgo de los recursos de agua subterránea en cuanto a la explotación y disponibilidad del recurso, a los ecosistemas y sus servicios, a la pérdida de calidad por salinización costera u otras causas, al incremento de costes y pérdidas económicas, a la disminución de la resiliencia, etc.

La buena gobernanza del agua subterránea hace referencia tanto a la cantidad como a la calidad, y ello dentro del contexto de los otros recursos de agua y los aspectos socioeconómicos. En la práctica no son contenidos separados, sino que se influyen mutuamente. Esto es una complejidad que debe ser abordada a la escala correspondiente y que tiene muchos aspectos locales. No es posible presentar una panorámica extensa, que es muy diversa (Custodio, 2013), pero que en numerosos casos tiene relación con las actividades agrarias y los retornos de riego (Foster, 2022). Es uno de los grandes retos de la gobernanza actual, ya que va muy ligada a la generación de alimentos. Por ahora los intentos de moderar esta contaminación mediante restricciones y buenas prácticas agrarias y ganaderas no están dando resultados cuando la actividad es intensiva y la recarga relativamente pequeña en relación con la evapotranspiración de los cultivos. Es posible orientar la buena gobernanza de la calidad, en especial del contenido de nitratos, mediante modelación (Musacchio *et al.*, 2020, 2021), aunque planteamientos sencillos pueden ayudar a dar orientaciones semicuantitativas, como se hace en el apartado 2.4 del capítulo 2.

4.4. Evaluación de la gobernanza del agua y del agua subterránea

Para evaluar la eficacia de la gobernanza del agua y del agua subterránea puede ser útil disponer de diversos indicadores en los que se eviten sesgos e interpretaciones parciales. Estos indicadores hacen referencia tanto a las actuaciones como a las soluciones, sin esconder los problemas y los objetivos no logrados. Estos fallos no han de disimularse frente a la opinión pública o política, sino explicitarse con transparencia. Esto permite planificar y encontrar medios para la solución de los problemas planteados, con la colaboración y apoyos de todos los interesados, lo cual supone cuidar e incrementar la comunicación.

Se supone que se tiene una buena gobernanza cuando se consideran los diez bloques mencionados en la gobernanza del agua (sección 4.2), con una cierta secuencia y congruencia entre las dimensiones y los elementos correspondientes. Así, una implementación sin atribuir responsabilidades lleva al fracaso. El cumplimiento requiere regulaciones y acuerdos mutuos. Van Rijswick *et al.* (2014) proponen los siguientes criterios de evaluación:

- Suficiente conocimiento del sistema hídrico en cuanto a su capacidad para proporcionar el servicio de funciones requerido por la sociedad, identificando vacíos y teniendo en cuenta los cambios sociales y ambientales.

- Suficiente conocimiento de los valores compartidos o conflictivos, de los distintos puntos de vista y de los principios asociados al discurso de las distintas coaliciones de actuación política y de sus consecuencias para abordar la gestión del agua.
- Participación de todos los interesados relevantes, de modo que se tenga un buen balance de sus intereses, preocupaciones y valores en el análisis del problema, proceso de búsqueda de soluciones y toma de decisiones.
- Decisiones a nivel de servicio basadas en negociación de costes, beneficios y efectos distributivos de varias alternativas.
- Tener acuerdos y regulaciones que sean legítimas y adaptables e identificar los principales problemas que lo impiden.
- Tener acuerdos financieros sustentables y equitativos.
- Posibilidad de rediseñar de forma implícita o explícita la infraestructura, considerando las consecuencias de distintas alternativas, basándose en suficientes observaciones y análisis de los datos.
- Capacidad de que se cumplan las normas y acuerdos, tanto por parte privada como pública, y disponer de medios de corrección apropiados.
- Suficientes mecanismos para prevenir y resolver conflictos.

La elaboración de un índice de gobernanza se desarrolla en el capítulo 6.

4.5.
Relación Administración del agua-usuarios-interesados

Las relaciones entre el Gobierno y los administrados y usuarios del agua tienen aspectos fundamentales contrapuestos, que deben coordinarse para una buena gobernanza:

- El modelo de mayor tradición y con mayor implantación en el contexto social actual es aquel en que el Gobierno (estatal, regional, local) decide lo que hay que hacer y lo impone al usuario de alguna manera. Es la actuación autoritaria de arriba abajo (*top-down*) o de ordeno y mando (*command-and-control*). Este modelo deriva de un sistema de Estado central jerarquizado, que se basa en conocimiento experto técnico y unos pocos intereses corporativos que se aplican en nombre del "bien común", y que puede conllevar prepotencia y esconder incompetencias. Es la situación tradicional de la Administración del agua española.
- Modelo en que las reglas o modos de actuación nacen de los propios usuarios y se proponen a la autoridad del agua gubernamental como complemento, y en su caso condicionan las reglas que aplicar. Es la actuación de abajo arriba (*bottom-up*). Este modelo combina la experiencia, el conocimiento y el entendimiento de un variado conjunto de individuos, grupos y organizaciones que tienen intereses comunes. Es mucho más reciente y menos experimentado que el de arriba abajo.
- Modelo según el mercado (*market-led*) en el que domina la gestión privada y la lógica del beneficio. Es poco apropiado a acuíferos, salvo que haya un único propietario o uno que domina sobre los otros, y se considere adecuadamente la protección del medioambiente y los servicios ecológicos.

Los sistemas descentralizados de pequeña escala son más fáciles de gobernar en cooperación con el usuario final, abren nuevas áreas de actividad económica y son importantes para el aprendizaje social de tecnologías nuevas y más sustentables, pero demandan más tiempo y esfuerzo.

Ninguno de los modelos antes comentados resuelve adecuadamente una situación cuando la tensión es grande o se debe coordinar. La actuación de *arriba abajo* no considera adecuadamente los aspectos de detalle y locales, que son importantes para el usuario y que pueden generar consecuencias imprevistas, como colapso de los recursos, lucha social y económica y pérdida de diversidad biológica. La actuación

de *abajo arriba* carece de visión amplia espacial y temporal de las generalmente complejas relaciones entre los diferentes componentes de un sistema, que suelen ir más allá del agua e involucran aspectos energéticos, económicos, de empleo, etc.

La aplicación de instrumentos de gestión de un recurso natural puede dar lugar a la pérdida de resiliencia del sistema ante perturbaciones externas cuando el campo de variación natural del sistema se reduce y puede originar crisis y sorpresas. Al comienzo de una actuación de arriba abajo suele haber un éxito inicial, pero puede llevar a: a) pérdida de visión de los objetivos originales, con eliminación del estudio y la observación, al poner el énfasis en la eficiencia del control, b) quedar aislado de los sistemas de gestión y adquirir una estructura inflexible y c) sobrecapitalización, que lleva a que la sociedad dependa más del ordeno y mando. Una posible solución está en planteamientos innovadores que suponen incentivos. Esto lleva a sistemas con más resiliencia, organismos más flexibles, industrias más dependientes de sí mismas y a una ciudadanía con mayor conocimiento. La sociedad precisa advertencias y varas de mando (*caveats and sticks*), en forma de políticas de regulación e incentivos, y también inventiva, innovación y difusión.

Para que los usuarios se involucren se requiere: a) confiar en el modelo conceptual y de evaluación, el cual debe incluir los aspectos económicos y ambientales, b) modelos inteligibles, c) plan de gestión que, más allá de los volúmenes extraíbles, muestre los efectos de las reglas de extracción y que todos ganan algo con su aplicación y d) mostrar que hay incertidumbres inevitables, cuáles son sus efectos y cómo se pueden incorporar y tener en cuenta esas incertidumbres, para así poder trabajar con ellas.

Un determinado modelo es válido en tanto en cuanto los usuarios acepten que es una buena representación de los puntos de vista que ellos comparten y que dibuja bien el problema en cuestión. Esto supone tener en cuenta que los sistemas reales son complejos y que el efecto de las acciones y cambios suponen modificaciones espaciales de largo alcance y que evolucionan a lo largo de un dilatado tiempo, en especial en el caso de las aguas subterráneas, y que la propia socioeconomía y forma de comportamiento cambian lentamente. Esto debe quedar bien explícito y claro, de forma inteligible, ya que la gente, los propios gestores y no pocos expertos en otras materias, pero no en recursos de agua, ante situaciones no claras tienden a adoptar formas de pensar y juzgar excesivamente simplificadas, que con frecuencia pueden llevar a importantes errores sistemáticos. Sin embargo, ningún modelo puede garantizar que se logren los objetivos, ya que existe un potencial de sorpresas no evitable.

Los modelos más adecuados son los que se refieren a contextos amplios, más que los que ponen el énfasis en detalles específicos. Pueden ser simples para mejor comprensión por los no expertos, pero no simplistas (tan simples que no representen lo que se está considerando) y deben mostrar bien los efectos de retroalimentación. Los efectos de retroalimentación pueden ser difíciles de entender a primera vista, pero frecuentemente tienen un gran peso en los resultados finales. Los modelos ayudan a la búsqueda de puntos de vista compartidos. Para ello es importante diferenciar áreas de acuerdo, de conflicto y de ambigüedad, aunque los puntos comunes con frecuencia no aparecen a primera vista. En estos procesos es importante hacer aflorar las externalidades negativas. El descenso de niveles del agua subterránea como consecuencia de la explotación es una notable causa de preocupación para los ambientalistas, pero también para los explotadores del acuífero, usuarios que disponen de pozos poco penetrantes o captan manantiales o se benefician de usos recreativos. Para ellos el mercado libre del agua no es capaz de tener en cuenta estas externalidades, que deben ser explícitamente abordadas en la gestión (Esteban y Albiac, 2011).

Los recursos de agua subterránea no renovables se deben tratar como una situación especial (Foster y Van der Gun, 2016), ya que su explotación posiblemente conlleva un consumo continuado de las reservas de agua subterránea, hasta que se alcance el agotamiento físico y/o económico. Frecuentemente

va acompañado de efectos colaterales negativos, tales como ascenso de agua salina o subsidencia del terreno. La gobernanza depende de observaciones y controles especiales en cuanto a limitaciones temporales, beneficios socioeconómicos y efectos ambientales (Foster y Loucks, 2006; Llamas y Custodio, 2003).

La actuación administrativa, la orientación política y la presión social frecuentemente pretenden mantener la situación actual como algo bueno y como reacción de precaución ante lo desconocido, pero a menudo no es posible ya que la naturaleza no es estática, sino dinámica. En las situaciones futuras, la concreción de los derechos al agua puede modificarse para grupos y áreas concretas, de modo que su realidad deberá adaptarse y prever anticipadamente las soluciones. En ello, la ciencia puede y debe aportar soluciones, pero ha de estar adecuadamente soportada y traducir sus logros en soluciones prácticas que beneficien a todos. La ciencia juega el papel de soporte necesario, pero no tiene la palabra final. Una buena gestión de las reservas de agua subterránea puede proporcionar estabilidad, pero a cambio de un buen control por parte de la sociedad.

Es importante aportar lo que demandan los usuarios, pero en el caso de los acuíferos hay que considerar el consumo de reservas o su contaminación. Esto precisa modificar razonadamente cómo los usuarios perciben una situación y cómo se comportan. Se requiere un sistema claro y comprehensivo para la evaluación económica y para la auditoría del uso del agua subterránea que permita sentar las bases para la toma de decisiones acordes con una buena gobernanza. También es esencial la evaluación estadísticamente relevante de la eficiencia global de la extracción de agua subterránea (consumo de energía) y de la productividad (resultados) (GEF, 2011).

4.6. Referencias

Akhmouch, A. y Clavreul, D. (2016). Stakeholder engagement for inclusive water governance: "practicing what we preach" with the OECD Water Governance Initiative. *Water, 8*: 204: 1-17.

Akhmouch, A., Clavreul, D. y Glas, P. (2018). Introducing the OECD Principles on Water Governance. *Water International, 43*(1): 5-12.

Akhmouch, A. y Nunes Correia, F. (2016). The 12 OECD principles on water governance – When science meets policy. *Utilities Policy, 43*(A): 14-20. https://doi.org/10.1016/j.jup.2016.06.004

Alley, W. M., Beutler, L., Campana, M. E., Megdal, S. B. y Tracy, J. C. (2016). Groundwater visibility: the missing link. Column theme: groundwater management directions-stewardship to sustain our water resources. *Groundwater, 54*(6): 758-761.

Bru, C. y Cabrera, E. (2020). *Agua, historia y sostenibilidad, un trinomio complejo de armonizar en los países mediterráneos*. Universidad de Alicante.

Custodio, E. (2013). Trends in groundwater pollution: loss of groundwater quality and related services. En: *Groundwater Governance: A global Framework for Country Action*. IAH-UNESCO. Global Environmental Facility, GEF 10 3726: 1-76. http://www.groundwatergovernance.org/fileadmin/user_upload/groundwatergovernance/docs/Themat

Esteban, E. y Albiac, J. (2011). Groundwater and ecosystems damages: questioning the Gisser-Sánchez effect. *Ecological Economics, 70*(1): 2062-2069.

FAO (2015). *Shared global vision for Groundwater Governance 2030 and a call-for-action*. Revised edition, March 2016. FAO, Roma.

Foster, S. (2022). Salinization of groundwater by irrigation return flows. *Irrigate and Drainage, 71*(3): 728-734. https://doi.org/10.1002/ird.2681

Foster, S. y Custodio, E. (2019). Groundwater resources and intensive agriculture in Europe – Can regulatory agencies cope with the threat to sustainability? *Water Resources Management, 33*: 2139-2151.

Foster, S. y Loucks, D. P. (eds.) (2006). *Non-renewable groundwater resources. A guidebook on socially-sustainable management for water-policy makers; planned aquifer depletion, social sustainability, adaptive groundwater management, participation of water users*. UNESCO IHP-VI, Series on Groundwater 10: 1-103.

Foster, S. y Van der Gun, J. (2016). Groundwater governance: key challenges in applying the Global Framework for Action. *Hydrogeology Journal, 24*: 749-752.

GEF (2011). *GEF Project on "Groundwater Governance: a global framework for country action"* (FAO, GEF IW, IAH, UNESCO-IHP, WB). Inception Meeting. 6-7 September 2011, UN Global Environmental Facility.

GEF (2015). *A shared global vision for groundwater governance 2030. Groundwater Governance. A Global Framework for Action*. GEF-WB-UNESCO-FAO-IAH: 1-9.

GEF (2016). *Global Diagnostic on Groundwater Governance. Global Framework for Action to Achieve the Vision on Groundwater Governance. Groundwater Governance – a Global Framework for Action*. UN Global Environmental Facility. http://www.fao.org/3/a-i5705e.pdf

Gleick, P. H., Christian-Smith, J. y Cooley, H. (2011). Water-use efficiency and productivity: rethinking the basin approach. *Water International, 36*(7): 784-798.

Grigg, N. S. (2008). Integrated water resources management: balancing views and improving practice. *Water International, 33*(3): 279-292.

Jarvis, W. T. (2014). *Contesting hidden waters: conflict resolution for groundwater and aquifers. Earthscan Water Text*. Routledge, Reino Unido: 1-192.

Llamas, M. R. (1999). Consideration on ethical issues in relation to groundwater development and/or mining. En: *UNESCO International Conference on Regional Aquifer System in Arid Zones. Managing Non-Renewable Resources*. Trípoli, Libia: 20-24. También en: *Technical Documents in Hydrology: V IHP, No. 42*. UNESCO, París, Francia: 467-480.

Llamas, M. R. y Custodio, E. (eds.) (2003). *Intensive use of groundwater: challenges and opportunities*. Balkema Publishers, Lisse, Países Bajos: 1-478.

Llamas, M. R., Mukherji, A. y Shah, T. (eds.) (2006). Social and economic aspects of groundwater governance. *Hydrogeology Journal, 14*(3): 269-432.

LVGAE (2020). *Libro verde de la gobernanza del agua en España*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Gobierno de España-Agenda 2030: 1-172.

MASE (2015). *Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: minería del agua subterránea en España*. Preparado por E. Custodio para UPC y AQUALOGY-Cetaqua, Barcelona: 1-488. http://hdl.handle.net/2117/111272

Megdal, S. B., Gerlak, A. K., Varady, R. G. y Huang, L. Y. (2015). Groundwater governance in the United States: common priorities and challenges. *Groundwater, 53*(5): 677-684.

Moench, M., Kulkarni, H. y Burke, J. (2014). *Trends in local groundwater management institutions*. Global Environment Facility (GEF), FAO, UNESCO-IHP, IAH, World Bank.

Molle, F. y Closas, A. (2020). Why is state-centered groundwater governance largely ineffective? A review. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water, 7*: 1395.

Musacchio, A., Mas-Pla, J., Soana, E., Re, V. y Sacchi, E. (2021). Governance and groundwater modelling: hints to boost the implementation of the EU Nitrate Directive. The Lombardy Plain case, N Italy. *Science of the Total Environment*: 146800.

Musacchio, A., Viviana Re, V., Mas-Pla, J. y Sacchi, E. (2020). EU Nitrates Directive, from theory to practice: environmental effectiveness and influence of regional governance on its performance. *Ambio, 49*: 504-516.

OECD (2015). *Stakeholder engagement for inclusive water. OECD Studies on Water*. OECD Publishing, París. http://dx.doi.org/10.1787/9789264231122-en

OECD (2015). Key messages and principles on basin governance. OECD Initiative on Water Governance, Working Group on Basin Governance. VII World Water forum, Korea 2015. OECD-INBO-OIEAU-UNESCO IHP: 12 pp.

Taher, T., Bruns, B., Bamaga, O., Al-Weshali, A. y Van Steenbergen, F. (2012). Local groundwater governance in Yemen: building on traditions and enabling communities to craft new rules. *Hydrogeology Journal, 20*: 1177-1188.

Taher, T. M. (2016). Groundwater abstraction management in Sana'a Basin, Yemen: a local community approach. *Hydrogeology Journal, 24*: 1593-1605.

UNESCO (2022). *Groundwater. Making the invisible visible*. The United Nations World Water Development Report 2022. UNESCO, París: 1-225.

UN-Water (2015). *Water and sustainable development, from vision to action: means and tools for implementation and the role of different actors*. Report of the 2015 UN-Water Zaragoza Conference: 1-68.

Van der Gun, J. y Custodio, E. (2019). Governing extractable subsurface resources and subsurface space. En: K. G. Villholth, E. López-Gunn, K. I. Conti, A. Garrido y J. van der Gun (eds.), chap. 20. CRC Press-A. Balkema- Taylor & Francis: 389-410. ISBN: 978-1-315-21002-5 *(ebook)*.

Van Rijswick, M., Edelenbos, J., Hellegers, P., Kok, M. y Kuks, S. (2014). Ten building blocks for sustainable water governance: an integrated method to assess the governance of water. *Water International*. https://doi.org/10.1080/02508060.2014.951828

Varady, R. G., Van Weert, F., Megdal, S. B., Gerlak, A., Iskandar, C. A. y Lily House-Peters, L. (2015). *Groundwater policy and governance. Thematic Paper 5, Groundwater Governance: A Global Framework for Country Action, GEF-FAO-UNESCO IHP*. FAO/Global Environment Facility.

Villholth, K. G., López-Gunn, E., Conti, K. I., Garrido, A. y Van der Gun, J. (2018). *Advances in groundwater governance*. CRC Press, Taylor and Francis-Balkema: 1-621.

Wijnen, M., Augeard, B., Hiller, B., Ward, C. y Huntjens, P. (2012). *Managing the invisible: understanding and improving groundwater governance. The Water Partnership Programme, Water Papers*. Washington, DC: The World Bank. http://documents.worldbank.org/curated/en/2012/06/16587662/managing–invisible–understanding–improving–groundwater–governance

05

Agua subterránea, gestión y gobernanza en **España**



Nota preliminar: se presentan los rasgos principales de esta área piloto para encuadrar sus características, pero no se hace referencia expresa a todos los conceptos contenidos en los temas que evaluar, ya que sería una tarea muy superior a la pretendida y para la que en muchos casos no hay referencias disponibles o de fácil acceso. Por esta razón, parte de las evaluaciones son de conocimiento experto, sometidas al filtro de los posibles revisores y con el riesgo de cierta subjetividad.

5.1.
El agua subterránea en España

El territorio español es muy diverso geográfica y geológicamente y está notablemente fragmentado. Por esta razón los acuíferos son de tamaño medio y pequeño, con extensión territorial desde algunos kilómetros cuadrados hasta algunos miles de kilómetros cuadrados, pero pueden ser notablemente permeables y de gran espesor, capaces de proporcionar caudales elevados. Son esenciales como fuente de recursos de agua. También el territorio es muy variado en población, uso del territorio y actividades socioeconómicas. Esto tiene gran importancia en la planificación hidrológica y territorial y en la existencia de recursos de agua que preservar para el abastecimiento humano.

La información geológica, geomorfológica, altitudinal, meteorológica, climática y de suelos y de vegetación es en general buena (IGME, 1993; ITGE, 2000; IGME-DGA, 2012; Custodio, 2022), lo que constituye una base actual e histórica para identificar los sistemas acuíferos, aunque la información geológica e hidrogeológica en profundidad puede ser insuficiente cuando se trata de sistemas acuíferos potentes. El conocimiento hidrogeológico requiere reconocimientos, estudios y observaciones temporales detallados y localizados, adecuados y suficientes en cada caso, lo que conlleva costes elevados de adquisición.

A grandes rasgos, la España peninsular se puede dividir en un dominio de carbonatos fracturados y frecuentemente karstificados (centro, este y sureste), un dominio de sedimentos areno-limosos (centro y suroeste) y un dominio de rocas duras compactas, como granitos y esquistos (centro, norte y noroeste). La parte centro, este y sur es de clima semiárido, mientras que el norte y noroeste es templado y relativamente lluvioso. En las islas Baleares dominan los acuíferos en carbonatos y en las islas Canarias los acuíferos están en formaciones totalmente asociadas al volcanismo relativamente moderno y reciente. Las ciudades autónomas españolas en el norte de África solo tienen acuíferos locales.

El carácter montañoso del territorio favorece la existencia de gradientes hidráulicos grandes y que muchos sistemas acuíferos sean un conjunto acoplado de montaña y depresión (llano).

5.2. Evolución histórica del conocimiento y la explotación de las aguas subterráneas

Los trabajos de conocimiento y estudio de las aguas subterráneas en España se iniciaron algo retrasados con respecto a los otros países del entorno europeo, aunque existen documentos descriptivos desde el siglo XVI y aportaciones conceptuales desde la segunda mitad del siglo XIX (Custodio, 2013 y referencias incluidas). La denominación "hidrogeología" y sus variantes ya se utilizaban desde mediados del siglo XIX. Existen obras de captación de agua subterránea y algunas de gestión desde hace siglos, como los careos de Sierra Nevada, que se consideran en el capítulo 10.

En un país con gobierno notablemente centralizado, las aguas subterráneas no fueron objeto de atención oficial como recurso hasta mediados del siglo XX. La Administración pública se limitó a actuaciones en relación con aspectos mineros. La importancia del agua subterránea en España ya fue establecida por Llamas (1967), quien atribuyó la desidia de la Administración pública del agua por el agua subterránea al fracaso del intento de un nuevo abastecimiento de agua a Madrid a mediados del siglo XIX mediante pozos profundos, tratando de imitar lo conseguido anteriormente en París.

Un panorama diferente es el de la iniciativa privada que utiliza sus propios recursos económicos (no los procedentes de fondos públicos) para el propio abastecimiento, para dar servicio a algunas grandes poblaciones para las que la captación de manantiales no bastaba o para la venta o suministro de agua bajo acuerdos económicos formales o informales. A finales del siglo XIX ya se abastecía con agua subterránea bombeada del valle bajo del Llobregat y de su llano (Pla de Barcelona) a Barcelona, y con agua surgente (artesiana) a muchas casas de El Prat de Llobregat, en el delta del Llobregat. Algo similar surgió en otras ciudades costeras españolas. En las islas volcánicas de Gran Canaria, y en especial en Tenerife, se desarrollaron captaciones de agua subterránea mediante galerías en áreas de medianías y cumbres, y en Gran Canaria a través de pozos profundos de gran diámetro con maquinaria accionada por vapor. La explotación de agua subterránea fue relativamente importante y se hizo intensiva en diversos lugares del noreste y este peninsular, islas Baleares (en especial Mallorca) e islas Canarias (MASE, 2015 y numerosas referencias contenidas). El desarrollo de las explotaciones de agua subterránea estaba limitado por el coste y la dificultad de la construcción de los pozos y por la posibilidad de extraer mecánicamente caudales de interés con un coste razonable.

La introducción a gran escala de la perforación mecánica de pozos y la introducción de las bombas centrífugas a partir de 1930-1940 cambió grandemente el panorama. Se generalizó la construcción de pozos, principalmente para regadío. En ello tuvo gran relevancia el ejemplo inductor de los regadíos promovidos tras la Guerra Civil española por el entonces Instituto Nacional de Colonización. En otros lugares, el desarrollo de las aguas subterráneas fue para abastecimiento industrial, como en el Barcelonés y el delta del Llobregat, y más tarde en el Camp de Tarragona, y para abastecer a las urbanizaciones costeras en rápida expansión.

El conocimiento hidrogeológico tiene varios hitos importantes, principalmente en el periodo de 1960-1980. En el entorno de Barcelona, en los deltas y valles bajos de los ríos Llobregat y Besós, el Servicio Geológico de Obras Públicas (SGOP) y la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental (CAPO) realizaron el primer estudio con base científica. Estos estudios hidrológicos-hidrogeológicos se extendieron después a todo el Pirineo oriental (actualmente cuencas internas de Cataluña) y se prologaron con estudios socioeconómicos hasta llegar a elaborar una propuesta preliminar de planificación hidrológica. El

SGOP, junto con el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX y UNESCO, hizo un estudio científico y detallado de los recursos de agua subterránea de las islas Canarias. El Instituto Geológico y Minero de España (IGME) y la FAO (Naciones Unidas) estudiaron el Bajo Guadalquivir y aportaron las bases de los posteriores estudios detallados de los acuíferos de Doñana (Huelva y Sevilla) (Custodio *et al.*, 1999). El IGME realizó el Plan de Investigación de Aguas Subterráneas (PIAS) y el SGOP elaboró una notable serie de estudios de acuíferos bajo la denominación de "recopilación y síntesis" (RyS). En Mallorca, el SGOP y el IGME hicieron un detallado estudio de los acuíferos orientado a un primer plan de planificación hidrológica.

Para formar a los expertos que se necesitaban en esta fase de desarrollo y cubrir los requerimientos de las fases posteriores, por iniciativa del Dr. M. Ramón Llamas, también propulsor de buena parte de los estudios científicos en curso sobre los recursos de agua subterránea, se organizó un Curso Internacional de Hidrología Subterránea para formar a los expertos y exportar la experiencia a otros países, principalmente a Iberoamérica. Esta actividad se ha mantenido hasta la actualidad, aunque con recientes dificultades y cortapisas que han obligado a su reconstitución trasladando la universidad de acogida de la Politécnica de Cataluña a la de Barcelona. Fue la semilla de otras iniciativas y de la incorporación de la universidad y algunos centros de investigación a los estudios e investigaciones en hidrogeología.

La evolución del progreso del conocimiento científico y tecnológico de las aguas subterráneas y de los soportes de su gobernanza en España ha sido creciente, pero tras el periodo de gran avance de las décadas de los sesenta a los noventa, se ha producido una desaceleración en la Administración del agua, y desde la década del 2000 en la universidad y organismos de investigación. El Servicio Geológico de Obras Públicas (con las variantes en su denominación) ha desaparecido. El Instituto Geológico y Minero de España (IGME, y durante un periodo Instituto Tecnológico GeoMinero de España, ITGE) mantuvo a continuación un fructífero desarrollo y progreso con el Organismo Público de Investigación, pero recientemente su actividad ha decaído por menor apoyo público y actualmente por una incorporación al Consejo Superior de Investigaciones Científicas que dificulta la simultaneidad de la labor investigadora con las de creación de infraestructura de conocimiento y de apoyo científico-tecnológico de alto nivel a la Administración, incluyendo la Administración del agua. Algo similar ha ido sucediendo en los departamentos universitarios en relación con los recursos de agua. Son pocos los centros de diversa promoción que consideran la investigación aplicada de los recursos de agua subterránea (CETAQUA, IMDEA-Agua, ICRA), y con crecientes dificultades para mantener la excelencia.

La explotación cada vez más intensiva del agua subterránea produjo notables beneficios económicos privados y sociales a corto plazo y fue un motor de desarrollo. En buena parte creció y funcionó en el dominio privado, al margen de la Administración pública del agua, pero sin considerar la sustentabilidad de la captación de recursos de agua subterránea, su efecto sobre los recursos de agua superficial, su repercusión ecológica y la sostenibilidad de las actividades asociadas y promovidas. Salvo algunas excepciones, la situación de explotación de agua subterránea no planificada duró hasta la década de los noventa, y residualmente aún perdura. Las consecuencias negativas no tardaron en aparecer. Hasta hace poco, la Administración pública, los propios explotadores y la conciencia ciudadana no apreciaban adecuadamente la necesidad de realizar observaciones y de considerar, medir y compensar las externalidades negativas.

En las décadas de los cincuenta y los sesenta se produjo una notable salinización de los acuíferos del entorno de Barcelona, con abandono de captaciones de abastecimiento y traslados de industrias. En la década de los setenta el agua disponible para abastecimiento de las poblaciones e industrias costeras de Tarragona llegó a ser tan salina que apenas servía más que para usos sanitarios y lavado, con serios efectos de corrosión en las instalaciones y dispositivos. Situaciones similares se produjeron en el entorno

de Palma de Mallorca y de Telde (Gran Canaria), por citar algunos casos (SASMIE, 2017 y las referencias que contiene).

Los grandes desarrollos agrícolas del este español, en especial en Alacant (Alicante), cuenca del Segura (Campo de Cartagena, Vega del Guadalentín, bajo y medio Segura), Almería y Granada, han estado abastecidos mediante la explotación intensiva de los acuíferos, en algunos casos con descensos del nivel piezométrico de varios centenares de metros, consumo no sustentable de reservas y salinización marina o por retornos de riego. El consumo de reservas de agua subterránea se estimaba en 2014 en unos 15 km^3 (MASE, 2015). En Gran Canaria y Tenerife también se han ido consumiendo reservas, aproximadamente 1 km^3, donde la explotación es no sustentable a medio plazo, como se expone en los capítulos 11 y 12.

Aunque la visión anterior parece desoladora, no representa bien la realidad de las aguas subterráneas en España, ya que numerosos acuíferos están en relativo buen estado cuantitativo, otros han mejorado con actuaciones diversas, se tiende a la gestión integrada de los recursos de agua y a la incorporación de nuevos recursos, como el agua usada regenerada para regadío e industria o la desalinización del agua marina en la costa, y complementariamente la reducción de salinidad (desalobración) una vez resuelta la evacuación segura de las salmueras y aguas salinas resultantes (SASMIE, 2017). Los beneficios económicos han sido y son muy significativos. Hoy en día difícilmente se entiende la disponibilidad de recursos de agua sin la explotación de las aguas subterráneas, que son una pieza clave y un componente regulador y de adaptación a los cambios.

Los efectos negativos más importantes de la exploración intensiva de las aguas subterráneas en diversas áreas españolas costeras y del centro de la península ibérica e insulares han sido la merma o desaparición de manantiales, de humedales y del caudal de base de ríos, y un mayor coste de extracción por aumento de la profundidad del nivel del agua subterránea, además de otros problemas asociados de salinidad y calidad.

En el Levante español parece clara la disminución de los caudales fluviales. Este hecho no es necesariamente negativo, pues a cambio se recibe una mayor garantía de disponibilidad de agua, aunque con un incremento de coste de extracción, pero que es posiblemente menor que el que se produciría en buena parte de las obras de regulación alternativas. En algunos casos, los impactos en manantiales y humedales en relación con el agua subterránea son importantes. No se han encontrado evaluaciones del posible impacto de la disminución de la descarga de agua subterránea al mar y en la costa en cuanto a la productividad ecológica costera.

En Gran Canaria, el principal impacto de la explotación de aguas subterráneas es la notable reducción del caudal de manantiales y la desaparición de muchos de ellos. En Tenerife el efecto es menos acusado por no haber existido ni grandes ni numerosos manantiales, a causa de los materiales volcánicos más recientes y menos erosionados. Los principales cambios y mermas se produjeron entre las décadas de los cuarenta y los setenta, por lo que la población actual no es generalmente consciente de los mismos y supone que la situación actual es la natural. Desde el primer tercio del siglo XX, la conflictividad entre los propios explotadores de galerías y pozos con los usuarios de manantiales ha sido muy notable, dando origen a una legislación especial. Esa situación se ha apaciguado notablemente y la actual conflictividad asociada al agua tiene otros matices.

A partir de los borradores de los distintos planes hidrológicos es posible obtener una visión de la situación actual en todo el territorio nacional en cuanto al estado de cumplimiento de los requisitos que se derivan de la Directiva Marco del Agua europea. Tudela y Delgado (2022) han elaborado una síntesis para todo el territorio.

5.3.
Recarga y balances de agua subterránea

El suficiente conocimiento y la adecuada gestión cuantitativa de los acuíferos y los sistemas acuíferos requieren una adecuada cuantificación de los términos del balance de agua (RAEMIA, 2019 y referencias que contiene Custodio, 2019), al tiempo que se evalúa la incertidumbre asociada y el modo de disminuirla, en lo posible, mediante observaciones y estudios acordes con la importancia relativa de los recursos de agua subterránea en cada situación real. En España pocas veces se miden directamente las extracciones y hay que estimarlas indirectamente, en especial las agrícolas, que es la mayor parte. Los caudales y volúmenes declarados por los explotadores pueden diferir mucho de los realmente extraídos, en más o en menos. Además, la Administración no suele considerar las captaciones no legalizadas o no declaradas, que pueden ser numerosas y sumar un total importante. Esto sucede a pesar de las obligaciones legales y las diversas actuaciones administrativas, en parte fracasadas, para mejorar el inventario, reducir la incertidumbre y mejorar los datos.

Similar importancia tiene la cuantificación de la descarga, que tiene términos difíciles de evaluar, como la que se produce al mar, a ríos caudalosos o por evapotranspiración freática.

Para la evaluación de la recarga natural difusa de los acuíferos españoles se han utilizado diversos códigos y modelos de cálculo (capítulos 3 y 4 de RAEMIA, 2019), aunque a nivel general es una primera aproximación al régimen de recarga. Las modelaciones deben hacerse para cada sistema acuífero individualmente y con el detalle requerido, de acuerdo con la importancia de la gestión y gobernanza que realizar, como se ha hecho en el Baix Llobregat (Barcelona) o Doñana (Huelva y Sevilla). La gestión y gobernanza del agua subterránea se complican cuando la cuenca de agua subterránea (límites del acuífero más la superficie que contribuye a la recarga) no coincide con la de aguas superficiales, lo que es frecuente en los acuíferos en carbonatos (por ejemplo, entre las cuencas del Segura y el Júcar, como se comenta en el capítulo 14) o algunas formaciones detríticas españolas extensas (por ejemplo, La Mancha oriental y La Mancha occidental).

Los valores de la recarga varían entre 17 y 715 mm/a, con el 90% de los resultados entre 35 y 300 mm/a. La relación entre recarga media y precipitación media varía entre 0,03 en áreas de sustrato rocoso cristalino o con formaciones terciarias margosas y en zonas semiáridas del interior y del sureste, y 0,6 en algunas áreas carbonatadas. El CV (coeficiente de variación = desviación estándar/media) tiene un valor medio de 0,29, entre 0,25 y 0,40.

Para todo el territorio peninsular español, la recarga potencial media es de 66 km^3/a y la recarga media neta de unos 32 km^3/a, entre 23 y 41 km^3/a, sobre los afloramientos permeables, que ocupan el 40% del territorio. Estos valores están en el rango estimado por otros estudios con otros métodos (RAEMIA, 2019). Se dispone de cartografía de la recarga y de su incertidumbre, tanto por métodos de balance de agua (Álvarez *et al.*, 2016) como de balance de la aportación atmosférica de ion cloruro y con contraste isotópico (Alcalá, 2006; Alcalá y Custodio, 2014, 2015). La "certeza" con la que frecuentemente se expresan los resultados de la recarga en España es ilusoria y se deriva de la falta de análisis y reconocimiento de los errores asociados.

Los valores totalizados peninsulares de recarga, 28,7 km^3/año, difieren ligeramente de los que figuran en el *Libro blanco del agua* (MIMAM, 2000) y en Álvarez *et al.* (2016). La escorrentía total en régimen natural se evalúa en aproximadamente 110 km^3/a para los ámbitos territoriales peninsulares españoles. El 35% de los recursos naturales totales medios de la España peninsular son recursos renovables de las masas de agua subterránea. Se utilizan directamente del orden de 7 km^3/a.

En este trabajo no se incluyen tablas ni valores estadísticos sobre el agua subterránea. Estos se pueden encontrar en los documentos de los planes hidrológicos y en diversas publicaciones relacionadas. Como en todas las ciencias y técnicas en relación con la naturaleza y los recursos naturales, la evaluación de los recursos de agua subterránea no es precisa, sino que tiene una incertidumbre que hay que tener en cuenta para evaluar y actuar.

En el segundo ciclo de planificación española (2015-2021) se han revisado, generalmente al alza, los valores de la escorrentía subterránea del primer ciclo de planificación (2009-2015) y se han vuelto a disminuir en el tercer ciclo (2022-2027). La variación observada es en general de pequeña magnitud, excepto en la cuenca del Tajo, donde es debida más al hecho de adoptar los criterios comunes de evaluación de recursos establecidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) que a una real variación en la escorrentía subterránea.

La experiencia sobre la evaluación de la recarga a los acuíferos en España es aceptable y hay desarrollos notables en algunos aspectos, pero solo afectan parcialmente a los estudios que se realizan y no son una prioridad en muchos ámbitos de la Administración del agua. Se ha hecho un gran esfuerzo de modelación de los procesos de lluvia-escorrentía y de consideración simplificada de las aguas subterráneas a nivel peninsular, en especial con el modelo SIMPA (Estrela y Quintas, 1996a, 1996b; Álvarez *et al.*, 2004). Pero una cosa es obtener valores globales con intentos razonables de calibración y otra es que esos mismos resultados representen porciones menores del territorio, ya que las desviaciones locales pueden ser notables. Las desviaciones se atribuyen a la herramienta cuando generalmente se trata de una aplicación inapropiada. En estos modelos, las aguas subterráneas y su dinámica están deficientemente representadas y el efecto se magnifica cuando la explotación de los acuíferos es intensiva. Son posibles notables discrepancias entre lo evaluado y la realidad, en parte por no considerar adecuadamente la dinámica de los acuíferos.

Las técnicas basadas en el balance de la deposición total de cloruro atmosférico para obtener valores medios de la recarga requieren conocer esa deposición, lo que solo sucede con un mínimo de precisión en algunas áreas. Hay buenos ejemplos de aplicación y de comparación de métodos, lo que avala que se aumente el número de estudios para enmarcar los valores dinámicos que proporcionan otros métodos. La aplicación a todo el territorio peninsular, a pesar de la deficiente distribución espacial de los datos y de disponer en general de series muy cortas, ha dado buenos resultados (RAEMIA, 2019).

5.4.
Composición y calidad del agua subterránea

Los principales problemas de salinidad natural del agua subterránea en España son los relativos a la intrusión marina en áreas costeras y la salinización climática en las áreas más áridas.

La intrusión marina ha llegado a ser un problema muy serio en numerosas áreas del noreste y este peninsular, principalmente en los acuíferos costeros catalanes y castellonenses, en Baleares y en determinadas áreas de Gran Canaria (SASMIE, 2017; Custodio, 2018). La situación en Tarragona y su entorno llegó a ser inadmisible en las décadas de los setenta y los ochenta, y en el Barcelonés y delta del río Besós en las décadas de los sesenta y los setenta, con notables perjuicios sociales y daños a las instalaciones domésticas e industriales. En muchos de los lugares afectados, la importación de recursos externos o la migración industrial han paliado el problema, con un coste económico y social elevado y con pérdida de captaciones y de la capacidad de regular los recursos de agua mediante el uso de los acuíferos. En algunos sitios, como en La Vall d'Uixò (Castelló), el alejamiento de captaciones y la reducción de extracciones ha tenido cierta eficacia. En el delta del Llobregat (Barcelona), donde la intrusión marina afectó

al tejido industrial y al abastecimiento a población, se ha instalado una línea (barrera) de pozos de inyección de agua regenerada con alto grado de depuración para limitar la salinización, que opera cuando hay grandes extracciones del acuífero por sequía, y así proteger las reservas de agua subterránea para el abastecimiento a Barcelona, como se comenta en el capítulo 7.

La salinización climática se produce en las áreas más áridas y próximas a la costa, donde la deposición salina por la lluvia y el transporte atmosférico es mayor que en el interior del continente. La salinización es debida a la intensa evapoconcentración cuando la precipitación es escasa y el clima lo favorece. Estas situaciones son de moderadas a poco notorias en la península ibérica, salvo en algunos lugares de la provincia de Almería y de Los Monegros (Zaragoza), pero son importantes en parte de las áreas costeras de Canarias, donde la precipitación media anual es de 80 a 200 mm/a, como en Fuerteventura, Lanzarote y el sureste y sur de Gran Canaria (capítulo 3 de SASMIE, 2017; capítulo 6 de HIRAVOL, 2020).

La salinización por retornos de riego puede llegar a ser importante en algunos acuíferos, como los del Campo de Cartagena, Bajo Segura y Campo de Níjar, y empiezan a aparecer en el Campo de Dalías, en especial en el acuífero superior. En estos casos, la salinización va acompañada de altas concentraciones de nitratos a causa de la aplicación de fertilizantes agrícolas.

Existen algunos problemas de salinización por disolución de sales evaporitas, de carácter localizado, pero pueden afectar seriamente a los recursos locales de agua subterránea en manantiales y pozos. La mayoría de estos problemas aparecen en el Levante español, entre ellos el manantial de Meliones (Málaga). Suelen estar asociados a los sedimentos mesozoicos del Keuper. Son situaciones de difícil gestión, en especial cuando actuaciones anteriores mal diseñadas y realizadas han producido alteraciones físicas de difícil reparación.

Son raras las situaciones en que las aguas subterráneas españolas contienen solutos nocivos para la salud, difícilmente tratables, fuera de las aguas con elevada salinidad. Los problemas asociados a altos contenidos en arsénico son poco frecuentes, aunque existen. En las numerosas áreas de carbonatos, en especial las vegetadas, las aguas subterráneas son duras e incrustantes. También sucede en acuíferos recargados por retornos de riego cuando abundan los carbonatos en los sedimentos, como en el valle bajo del Llobregat. Ciertos acuíferos en áreas llanas y en aluviales, como en el Empordà (Girona), los contenidos en hierro disuelto y a veces también en manganeso disuelto (delta de La Tordera) son altos y se requiere un pretratamiento previo al uso. Una situación especial es la de diversos acuíferos en Canarias, por asociación con volcanismo reciente y sus materiales, en especial por alto contenido en sílice disuelta, con generación de incrustaciones duras muy abrasivas, y por agua bicarbonatada sódica y alto contenido en flúor en galerías muy penetrantes, como en Tenerife.

En España tiene especial relevancia la contaminación por fertilizantes agrícolas, principalmente por nitrato, que se han venido aplicando con dosis elevadas, frecuentemente excesivas, desde hace varias décadas, tanto en regadíos como en cultivos en secano, como se modela unicelularmente en la sección 2.4 del capítulo 2. En áreas de niveles freáticos profundos, incluso en las laderas de los sistemas montañosos, la contaminación de nitratos es notable y en progreso a medida que la parte que actualmente está en el medio no saturado se incorpora con la recarga a los acuíferos. Los tiempos de tránsito son de años a décadas, de modo que una moratoria en el uso de abonos nitrogenados no eliminaría el problema durante un largo plazo, e incluso puede suceder que las concentraciones en el agua aumenten durante un cierto tiempo.

La información sobre los procesos y evolución de la contaminación de las aguas subterráneas en España es frecuentemente escasa, sesgada y equívoca, por no considerarse el papel de la zona no saturada y los componentes verticales del flujo en el acuífero, y por muestreos en puntos de observación que producen

mezclas de aguas y no informan tridimensionalmente. La observación es costosa, pero los daños por ser esta inadecuada son normalmente mayores y se prolongan en el tiempo. La contaminación de nitratos de las aguas de algunos acuíferos profundos es la consecuencia de la entrada de agua desde la superficie y acuíferos superiores a causa de los propios pozos y sondeos, cuando no se ha cuidado la construcción o se han colocado los filtros sin criterio y sin tramos aislados.

Los altos contenidos en nitrato no solo afectan al agua extraída para abastecimiento humano, sino que contribuyen a la eutrofización de aguas superficiales en las que descargan, cuando en estas se encuentran suficientes concentraciones de fosfatos procedentes de vertidos urbanos insuficientemente depurados. En general, en las aguas subterráneas no contribuyen fosfatos, ya que la abundancia de carbonatos en el terreno los retiene. Un caso paradigmático de contaminación de aguas superficiales asociada a los aportes de nitratos por el agua subterránea y de fosfatos por una creciente población con vertidos insuficientemente tratados es el de la notable degradación del Mar Menor (Murcia), en relación con el Campo de Cartagena, que se comenta en el capítulo 9. La solución del problema es a largo plazo y requiere actuaciones de depuración y un largo periodo de tiempo para que se eliminen los fosfatos incorporados a los sedimentos.

Una importante amenaza a la calidad de las aguas subterráneas proviene de la generación de purines en las cada vez más numerosas granjas ganaderas, principalmente las porcinas, que frecuentemente carecen de un tratamiento adecuado. Es un problema real y en expansión, que precisa medidas eficaces de control, mejor depuración y posiblemente que se clasifiquen los acuíferos según un determinado uso preferente del agua, al tiempo que se controla el transporte de masa, como se comenta en la sección 15.3 del capítulo 15.

5.5.
Situación legal y administrativa de las aguas subterráneas

Es difícil entender el pasado, presente y futuro de las aguas subterráneas en España sin considerar la situación legal y administrativa. La Ley de Aguas de 1879, en vigor hasta 1985, consideraba que las aguas subterráneas eran del dominio privado, conforme con la situación de conocimiento y desarrollo tecnológico de cuando se promulgó, con apropiación de los caudales captados y escasas limitaciones a la explotación. Una parte importante del desarrollo de la explotación del agua subterránea se realizó en esas condiciones, con extracciones intensivas e incluso de consumo continuado de reservas (minería del agua subterránea). La Ley de Aguas de 1985 (LA-85) estableció que las aguas subterráneas eran del dominio público y debían ser objeto de concesión en competencia con otros posibles explotadores y con el rol ecológico y de provisión de servicios ecológicos, y quedaban sometidas a planificación hidrológica (Fornés *et al.*, 2005, 2016; Molinero *et al.*, 2011; capítulo VI de MASE, 2015). Pero la situación actual de los derechos de aguas subterráneas es en parte una herencia de los derechos adquiridos según la Ley de Aguas de 1879.

La forma actual de reconocimiento de derechos de explotación y uso de las aguas subterráneas en España es por concesión, que es la forma tradicionalmente utilizada para las aguas superficiales, y no mediante otros métodos que se utilizan en ocasiones en otros países (Molle, 2004; Dinar *et al.*, 1997). Los principales problemas de la concesión son la poca flexibilidad y la lentitud administrativa, que se traduce en que algunos expedientes derivados de la transformación de derechos anteriores a 1985 estén pendientes de resolución al inicio de la década de 2020. Existe una moderada situación de ilegalidad por la no regularización de situaciones previas, por no haberse iniciado los trámites o por simple clandestinidad (WWF/ADENA, 2006; Schmidt *et al.*, 2020). No se han resuelto, por falta de capacidad humana, los problemas de aplicación de la Ley de Aguas, la dificultad de vigilancia del territorio o la connivencia.

La LA-85 estuvo influenciada por el caótico estado de la explotación intensiva y minera del agua subterránea en numerosas áreas de la cuenca del Segura, y también por la experiencia existente en el entorno de Barcelona y en las islas Canarias y Baleares. Eso se refleja en la inclusión en la LA-85 del concepto de "acuífero sobreexplotado", la posibilidad de reducciones regladas de las extracciones y la constitución desde la Administración del agua de comunidades de usuarios de aguas subterráneas.

La LA-85 se promulgó cuando ya existía una gran explotación de aguas subterráneas en diversos sistemas acuíferos peninsulares del este, sureste y centro, y en los insulares, con numerosos litigios y la acumulación de denuncias administrativas sin resolver o con difícil solución. De hecho, en algunos lugares ya se habían tomado medidas para intentar un control, tratando de no vulnerar los derechos privados reconocidos entonces. En Canarias, en 1924, con las aguas subterráneas en el dominio privado, ya se establecieron reglas y limitaciones que afectaban principalmente a la construcción de galerías de agua, que se completaron y redefinieron en cuanto al registro y responsabilidad por afecciones mutuas en 1958. En el Baix Llobregat (Barcelona), en 1976, se extendió la zona de policía de aguas públicas a todo el acuífero. En Baleares, en la década de los ochenta, previamente a la LA-85, se establecieron restricciones a la explotación y construcción de nuevos pozos.

No se puso atención ni se abordó una reglamentación de la perforación de pozos, tanto para usuarios como para constructores, como en otros países. Sigue sin establecerse, a pesar de las reiteradas proposiciones por parte de varias instituciones, como el Grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos.

La LA-85 se aplica en todo el territorio español, excepto en Canarias, donde, según la LA-85, dadas las especiales circunstancias, se debía aprobar una Ley de Aguas Canaria (LAC), de la que la LA-85 sería subsidiaria y marcaría los principios generales. La LAC está en vigor, como se expone en el apartado 11.0 del capítulo 11.

La Directiva Marco del Agua (DMA) europea del año 2000 (OJEU, 2000) es un importante hito legal que cada país miembro de la Unión Europea ha traspuesto a su normativa de aguas. El resultado en España es el texto refundido de la Ley de Aguas de 2001 (TRLA, 2001), que adapta y completa la LA-85. La DMA tiene una orientación dominantemente ambiental y busca el buen estado ecológico de las aguas en todo el territorio europeo. Obliga a la Administración de cada uno de los Estados miembros a una planificación sexenal del agua y a las acciones derivadas. Para las aguas subterráneas, este objetivo ambientalista se traduce en lograr lo que se define como "buen estado cuantitativo" y "buen estado químico". El TRLA mantiene la mayor parte de los principios y regulaciones de la LA-85, pero desaparece el concepto de "acuífero sobrexplotado" y su aplicación, que ahora se subsume bajo el concepto de "buen estado". La DMA supone una tendencia a la demanialización, es decir, al dominio público (Huertas, 2011; Poveda, 2011; Molinero *et al.*, 2008).

Según la LA-85, toda nueva explotación de agua subterránea debe ser objeto de concesión administrativa. En lo que respecta a las captaciones existentes anteriores a 1985 y sus derechos asociados, para forzar su transformación en una concesión era preciso expropiar derechos, mal conocidos y a veces dudosos legalmente, para los que no se disponía de recursos económicos. Por esto se legisló que los titulares de derechos privados previos podían pedir su transformación en una concesión o bien mantenerse como privados con una inscripción en un catálogo y sin poder modificar sus características. La realidad es que pocos explotadores de agua subterránea optaron por la concesión, muchos se limitaron a solicitar la inscripción y otros muchos ignoraron la normativa, pero conservan los derechos que tenían. Esto ha creado notable confusión, aumentada por la lentitud administrativa, la acumulación de recursos contra resoluciones y, principalmente, por desconocimiento previo de los caudales y características de las explotaciones. A pesar de numerosos y costosos esfuerzos para resolver el conocimiento administrativo de

las captaciones de agua subterránea, esta situación continúa siendo confusa e incompleta. Esto se ha utilizado para justificar la falta de adecuado control y gestión de la explotación de las aguas subterráneas y que en muchos casos no se logre el buen estado, amparándose en argumentaciones administrativas poco sólidas, que en el fondo esconden falta de voluntad política y desconfianza de los administrados en la Administración del agua. El tiempo transcurrido tiende a amortiguar esta situación, por desistimientos o por adquisición de derechos por los poderes públicos en casos de interés especial, como en La Mancha occidental, Alto Vinalopó (Alacant) y Doñana.

La LA-85 y la DMA europea no solo establecen la prohibición de deterioro ambiental adicional, sino que también obligan a una restauración de la cantidad y calidad del agua subterránea. No obstante, donde ya hay explotación intensiva cabe matizar si la continuidad de las explotaciones de agua subterránea lleva a un deterioro ecológico adicional en todos los casos y si la estabilización y los esfuerzos de restauración suponen o van a suponer un coste desproporcionado en las condiciones de esas áreas.

El consumo de patrimonio natural para producir bienes puede ser una situación económica y socialmente desleal con respecto a otras áreas españolas y europeas que no consumen reservas, pero es algo discutible y matizable. Las condiciones climáticas, de suelos y de ubicación del Levante español y de Canarias hacen que sean áreas bien dotadas para el asentamiento de población, el turismo y la producción agrícola intensiva especializada. Esto tiene mayor influencia en el contenido y evolución social que la que tiene el agua, cuando se puede conservar de forma razonable una parte de los ecosistemas. La condición es que se destine una parte suficiente de los beneficios obtenidos a compensar y corregir los daños y otras externalidades. En todo caso, se requiere una legislación e instituciones de aplicación, control y corrección de los desvíos, para que parte de los beneficios recaudados se destinen a esa compensación, tanto en el momento de su obtención como en el futuro, y para que se resuelva cómo y a quién se va a compensar razonablemente por los daños que se derivan de acciones anteriores. El camino general seguido por la Administración del agua española ha sido diferente.

En los planes hidrológicos, salvo excepciones, no se reflejan las vías de solución, razonadas y con etapas que cubrir, a que obliga la legislación española y europea. Se prefieren intentos dóciles para tratar de cumplir la letra con el menor esfuerzo administrativo e intelectual o aplazar la solución a etapas posteriores, pero sin encaminar los estudios, observaciones, controles y medios necesarios. La posible salida a tal situación está en las instituciones de la sociedad civil, aunque están poco desarrolladas y poco potenciadas, y administrativa y políticamente no son generalmente bien vistas. La situación ha empeorado recientemente a causa de las crisis económicas y sanitarias y porque al irse solucionando problemas perentorios, se pierde memoria de que existieron y que hay que mantener las condiciones, y los recursos disponibles se dedican a otras tareas más lucrativas políticamente.

En el caso del Levante español, donde tradicional y sistemáticamente se demanda la importación de agua externa, hay que considerar los aspectos éticos que comporta forzar esas soluciones sin abordar los problemas de equidad en sus diversos aspectos. La mayor productividad agrícola del área y las mejores condiciones de acogida de población y turismo no son razón suficiente para intentar privar a otros de parte de los recursos asociados a su territorio sin una compensación justa y bien aplicada, hoy y en el futuro. En estos casos, la petición de solidaridad en el agua carece de sentido si no va acompañada de contrapartidas, que es también solidaridad con el que tiene una naturaleza menos generosa que no le permite utilizar los recursos de agua con alta eficiencia económica, aunque la economía tampoco expresa el valor social. La solidaridad es un concepto asociado al comportamiento individual y no de la sociedad ni de las instituciones.

Un importante aspecto social asociado a la evolución de la explotación intensiva y minería del agua subterránea es el desplazamiento humano desde las áreas rurales españolas a las de concentración

de empleo dependiente y a las ciudades y zonas turísticas para atender a los servicios. Esto origina problemas de desestructuración familiar y social y de difícil integración de los desplazados desde otros lugares nacionales y del extranjero. Esta problemática está asociada a la obtención de un beneficio por la explotación del agua, parte del cual debería destinarse a proveer soluciones sociales, escolares, de formación y de ámbito religioso.

Los costes de explotación del agua subterránea o las limitaciones administrativas y legales a dicha explotación o a la minería del agua subterránea no tienen por qué llevar al área a una parada económico-social, como en la minería clásica, sino que hay la posibilidad de cambios en la forma en que se utiliza el agua. Sin embargo, esto supone un cambio de paradigma al que la sociedad suele resistirse fuertemente, en especial el medio rural, y también la Administración pública. De hecho, los intentos de llegar a un pacto del agua en España no han fructificado (Aldaya *et al.*, 2012; Cabezas, 2011).

A falta de datos más precisos, los recursos susceptibles de minería del agua subterránea que quedan son aún importantes ante una progresiva reducción en las extracciones. En Canarias lleva además a la posibilidad de estabilización parcial en un periodo de tiempo de pocas décadas, aunque con agua cara e inversiones importantes para el mantenimiento de caudales, que deben ser de iniciativa privada si la Administración pública no es capaz de hacerlo. Esto supone que esas inversiones tengan la rentabilidad suficiente frente a otras alternativas de inversión. No parece que haya sido el caso para los grandes inversores, excepto para los pequeños ahorradores privados en Canarias. En la cuenca del Segura, un rechazo rápido y forzado de la actual situación de explotación intensiva puede tener consecuencias netas negativas.

La evolución de los estudios, observaciones y controles en la última década va en sentido contrario a lo que se requiere, con un mayor retroceso durante la actual crisis económica al poner el énfasis en otros objetivos, con una sociedad no consciente de lo que supone esa pérdida para el presente y para el futuro. De hecho, algunos planes hidrológicos se están elaborando con datos procedentes de estudios de la década de los setenta, escasamente actualizados, desfasados y sin que se vea un claro compromiso para enmendar la situación.

5.6. Planificación hidrológica y aguas subterráneas

La planificación hidrológica oficial en España nace de lo dispuesto en la LA-85, con algunos precedentes, como el PIAS (Plan de Investigación de Aguas Subterráneas) realizado por el IGME, y de actuaciones en territorios diversos, como en el Pirineo oriental, Baleares y Canarias. Inicialmente, los planes estaban orientados a solucionar problemas mediante oferta de agua, con preferencia por la gestión de la demanda y la atención a la calidad. Las aportaciones al conocimiento fueron relevantes al principio y los organismos de cuenca iniciaron las actividades de observación, que anteriormente realizaba el IGME *motu proprio* o por encomienda. Se definieron unidades hidrogeológicas, en buena parte basadas en trabajos previos del IGME y del SGOP y de diversos estudios realizados por las universidades. Esto se refleja en el *Libro blanco del agua subterránea* (MOPTMA-MINER, 1994) y posteriormente en el *Libro blanco del agua* (MIMAN, 2000).

A partir del año 2009 la planificación tiene la orientación medioambiental que se deriva de la DMA en la búsqueda del buen estado de las masas de agua, entre ellas las subterráneas (MASb). Configura los ciclos de planificación 2009-2015, 2016-2021 y 2022-2027, con documentos aprobados al principio de cada ciclo.

En España, los planes del primer ciclo no fueron aprobados hasta el final del periodo. Los del segundo ciclo estuvieron en su mayoría disponibles a finales de 2015, pero en el fondo eran una extensión de los anteriores por falta de tiempo para obtener nuevos datos y elaborarlos y por deficiencias en la adquisición de información. Actualmente (otoño de 2022) se dispone de los borradores del tercer ciclo, en fase de publicación una vez finalizada y resuelta la consulta pública reglamentaria. El objetivo inicial de lograr el buen estado de las MASb en 2015 se ha ido difiriendo en algunos acuíferos y probablemente no se logre en 2027. Para ello hay que tramitar excepciones por razones económicas y sociales, suficientemente argumentadas. Faltan estudios y observaciones.

La DMA y su trasposición en el TRLA introdujeron un cambio importante en la gestión y administración del agua al establecer que esta gestión y administración en las cuencas hidrográficas se debía hacer definiendo masas de agua. Desde entonces, la planificación y gestión relativa a las aguas subterráneas se hace según las masas de agua subterránea (MASb). A veces, estas MASb están definidas con escaso sentido hidrogeológico. Las MASb son unidades administrativas para el cumplimiento de lo regulado en la DMA, pero los estudios hidrogeológicos efectivos han de basarse en unidades hidrogeológicas referidas a sistemas acuíferos. La Administración del agua ha centrado la atención en cumplir con lo dispuesto y no tanto en la hidrología subterránea, lo que puede comportar visiones distorsionadas y actuaciones no equitativas en cuanto al territorio y la antigüedad de derechos.

Las MASb pueden quedar dentro de una cuenca hidrográfica o extenderse por más de una. Esto crea algunas dificultades que se comentan más adelante.

El contenido y presentación de la documentación de los distintos planes hidrológicos está regulado por la Ley de Planificación Hidrológica española (*BOE*, 2007), que se adapta a la normativa europea y que se concreta en la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) española (*BOE*, 2008) y en las disposiciones complementarias posteriores. Las referencias a los acuíferos son a veces escasas. Esta normativa se aplica específicamente en las cuencas intercomunitarias y, por extensión, en las intracomunitarias. En estas últimas, las comunidades autónomas pueden aplicar normas propias, como en Cataluña, además de las que se derivan de la Ley de Aguas de Canarias.

La Dirección General del Agua (DGA) es el órgano coordinador de los organismos de cuenca intercomunitarios, con lo que la visión que proporciona es parcial para un conjunto español entrelazado, incluyendo la parte insular y las plazas en el norte de África, por lo menos a través de inversiones, consideraciones económicas y sociales y compartición de tecnologías. Aunque la DGA tiene también una función general, la realidad es que solo la ejerce parcial e incompletamente. La visión y valoración conjunta es necesaria cuando se propone que los déficits de agua de una cuenca, incluida la exploración intensiva y minera del agua subterránea, se salden por transferencia de agua de otras cuencas, y no solo en cuanto a la cantidad de agua, sino a la calidad, prolongación de situaciones de minería de agua subterránea, uso de otros recursos (como reutilización y desalinización), inversiones y garantía de suministro. El Consejo Nacional del Agua es un órgano interministerial y participativo, al menos según sus estatutos, adscrito al mismo ministerio en el que se encuadra la Dirección General del Agua.

Según el LVGAE (2020), para la participación orgánica existen diversos órganos de consulta y participación social en el ámbito de la planificación y gestión del agua, entre los que destacan el Consejo Nacional del Agua (CNA), los Consejos de Agua de la Demarcación (CAD) y los órganos de gestión participada en la demarcación: Junta de Gobierno, Asamblea de Usuarios, Comisión de Desembalse o Juntas de Explotación.

La normativa europea, y por tanto la española, pone especial énfasis en considerar los efectos del cambio climático, aunque apenas hace alusión expresa a los posiblemente más preocupantes efectos del

cambio global. La tendencia que se acepta en España es la de disminución de la recarga y de los recursos disponibles de agua subterránea, pero son escasos los estudios de simulación de los cambios en la recarga a los acuíferos y de la evaluación de la incertidumbre de la recarga difusa y concentrada y en los intercambios río-acuífero (Álvarez y Estrela, 2003; Álvares *et al.*, 2009; Versini *et al.*, 2015; Pouget *et al.*, 2014).

En la planificación hidrológica se define que el recurso disponible de una MASb es la diferencia entre los recursos renovables (recarga por la infiltración de la lluvia, recarga por retorno de regadío, pérdidas en el cauce y transferencias desde otras MASb) y los flujos medioambientales requeridos para cumplir con el régimen de caudales ecológicos y para prevenir los efectos negativos causados por la intrusión marina. Pero los resultados son a veces confusos en algunos de los planes hidrológicos.

La planificación de las aguas subterráneas pone énfasis en la modelación de los recursos. Se pide que se especifiquen las posibilidades de extracción y las relaciones río-acuífero de las distintas MASb, considerando las restricciones por razones ecológicas, respetando la supremacía del abastecimiento de poblaciones y que la satisfacción de las demandas siga los criterios de prioridad establecidos en el plan hidrológico, desde una perspectiva de sostenibilidad en el uso del agua.

El desarrollo económico de España en el medio siglo precedente ha llevado a fuertes presiones que degradan los recursos de agua subterránea y a notables daños ambientales. Las amenazas que se derivan a la seguridad hídrica se han compensado con una organización institucional compleja para la gestión del agua y con grandes inversiones en tecnologías del agua.

La organización institucional se basa en componentes administrativos, legales y de políticas que se gestionan a nivel europeo, nacional y autonómico. Hay una fuerte actuación de la Administración en la gestión del agua y se posibilita un importante papel de los interesados dentro de esos órganos administrativos a través de representantes, aunque lo deseable dista notablemente de la realidad.

Las políticas del agua en las últimas décadas han tenido que afrontar la progresiva escasez de agua en las cuencas mediante grandes planes y proyectos, realizados o no, sin que se hayan frenado las grandes extracciones de agua subterránea y la pérdida de calidad en varios acuíferos.

Actualmente, la organización institucional para la gestión del agua en España está en una encrucijada, ya que la normativa europea sobre el agua impulsa instrumentos económicos que pueden socavar el modo institucional español para el agua cuando hay una acción colectiva de los interesados. A esto se suma el hecho de que algunas autonomías no están de acuerdo con la gobernanza estatal de las cuencas. La DMA no está bien concebida para tratar la escasez de agua. Considera la posibilidad de reducir la captación de agua subterránea poniendo precio al agua. Esto resulta apropiado para la demanda urbana e industrial, pero no para la de regadío agrícola. En la planificación hidrológica española aún no se da el debido peso a los valores ecológicos al proponer soluciones a la disponibilidad de agua.

En varios acuíferos se han aplicado distintos métodos para tratar de resolver los problemas. En La Mancha occidental, para no forzar la disminución de dotaciones de riego, en el plan de gestión se invirtieron tres mil millones de euros para eliminar 220 hm^3/a de extracciones, con resultados mediocres. En La Mancha oriental se buscó la solución en la acción colectiva de los agricultores, una vez que esos agricultores conocieron los problemas asociados a la disminución de niveles en el acuífero. Se creó una asociación de usuarios de agua en 1995 con el objetivo de gestionar el acuífero conjuntamente. Este es posiblemente un caso único de un acuífero gestionado para lograr la sustentabilidad en un área árida y semiárida (Albiac *et al.*, 2014).

Se prefieren los trasvases de agua y la desalinización a una adecuada gestión de las aguas subterráneas, con soluciones de tendencia estructuralista que con frecuencia tienen o esconden subvenciones a cargo de los presupuestos generales del Estado, que suelen tener efectos perversos. Se ha creado un cierto sentimiento popular e institucional de que hay un *derecho a la subvención*, con actuaciones dirigidas a lograrlas.

La sequía y la escasez han sido objeto de especial consideración conceptual en España (Estrela, 2006; Estrela y Vargas, 2012; Schmidt, 2017; Llamas, 1999). Se han acuñado designaciones propias, como "sequía estructural" y "sequía coyuntural", que mezclan de forma poco clara los aspectos meteorológicos con los de demanda y con los de disponibilidad, y que además las distintas instituciones usan de forma diferente. Desde la introducción de esos términos en el lenguaje científico, técnico, administrativo y social, el uso de los mismos por no especialistas y por los medios de comunicación a veces ha introducido interpretaciones distintas a las de origen. Esto lleva a imprecisiones crecientes en el lenguaje que dificultan el buen entendimiento y la claridad de las decisiones.

Los valores agregados de unos 7 km^3/año de captación de agua subterránea en España frente a unos recursos totales de agua del orden de 30 km^3/año no expresan la realidad en cuanto a las presiones sociales, concentración de demandas, estado de escasez y efectos sentidos de las sequías. La mitad del territorio peninsular español solo tiene acuíferos de interés local y en buena parte la densidad humana y las actividades agrícolas en ella son pequeñas. En aproximadamente un tercio del territorio, incluyendo los archipiélagos, la situación es muy diferente, ya que en el mismo se concentra la población y la agricultura de regadío y los recursos de aguas superficiales son escasos e irregulares y con frecuencia estacionales. Es ahí donde las aguas subterráneas juegan un papel clave y han posibilitado el gran cambio social que se ha producido desde la década de los setenta. En las cuencas del Júcar y Segura y en Almería, las aguas subterráneas son la fuente principal de recursos naturales de agua en muchas áreas, incluso la única significativa, lo mismo que en las islas de los archipiélagos de Baleares y Canarias.

En el sudeste peninsular y en las islas de Gran Canaria y Tenerife, la explotación intensiva ha creado una situación de descenso continuo de los niveles del agua subterránea en diversos lugares, con consumo de reservas (minería del agua subterránea). Esto ha añadido al sistema de recursos del sur de Alicante/Alacant, Murcia, Almería, Gran Canaria y Tenerife un volumen de unos 15 km^3 de agua de reservas, unos 300 hm^3/año (MASE, 2015), no solo cada vez más caros y a veces con problemas crecientes de salinidad y calidad, sino también no sustentables, ya que las reservas que quedan tienen un límite temporal entre pocos años y algunas décadas. Los usos de agua derivados de esas extracciones, cuando son la principal fuente de agua, no son sensibles a la sequía, salvo por el incremento de demanda de agua de riego que se produce a causa de la falta de humedad natural en el suelo y de merma de otras fuentes de agua. La progresiva reducción de extracciones por descenso de niveles y por ser cada vez más cara, o forzada física o administrativamente por secado de pozos y manantiales y tramos de ríos, es parte de la sensación popular de sequía, que puede tener poco que ver con la sequía meteorológica.

Tras el cese de las extracciones, la pequeña recarga natural a los acuíferos intensamente explotados no será un recurso de agua disponible, sino que gran parte de ella se irá naturalmente a reconstituir la reserva de agua subterránea previamente consumida, lo que puede durar muchas décadas.

Un aspecto técnico importante para la planificación, gestión y gobernanza de las aguas subterráneas es el de los acuíferos y MASb que se extienden por más de una cuenca hidrográfica. En el artículo 7 de la Ley del Plan Hidrológico Nacional (PHN) se recoge el concepto de "unidad hidrogeológica compartida" (UHC) e indirectamente el de "acuífero compartido", como terminologías previas al de "masa de agua subterránea" (MASb) de la Directiva Marco del Agua europea. La UHC es un elemento básico de gestión

hídrica que se localiza en el ámbito territorial de dos o más demarcaciones hidrográficas. En España, en el *Libro blanco del agua subterránea* (DGOH-DGCA-ITGE, 1994) se identificaron diecinueve MASb compartidas entre dos o más demarcaciones hidrográficas como ámbitos de planificación y en el PHN (2000) se identificaron cincuenta y una potenciales MASb compartidas.

En la planificación hidrológica del segundo ciclo solo se delimita y estudia la parte de las UHC de su ámbito, de modo que las MASb resultantes pueden tener límites administrativos que ni se corresponden ni ajustan a su realidad hidrogeológica. Así, para soslayar problemas competenciales intercuenca, administrativa y formalmente no existían MASb compartidas. Sin embargo, en la realidad, MASb contiguas pertenecientes a demarcaciones hidrográficas diferentes tienen formaciones permeables conectadas hidrogeológicamente entre sí, cuyo tratamiento bajo ópticas y normas distintas puede originar notables disfunciones.

Para resolver este problema, en el tercer ciclo de planificación, la Dirección General del Agua (DGA) ha encomendado al Instituto Geológico y Minero de España (IGME) el estudio de las unidades hidrogeológicas compartidas que se consideraban en el PHN, tratando de identificar su correspondencia con las masas definidas en los planes hidrológicos de cuenca, así como aquellas otras que, aun no correspondiendo a unidades hidrogeológicas catalogadas en el PHN como compartidas, habían sido propuestas por al menos un plan hidrológico de cuenca, o bien existían discrepancias importantes en su consideración por distintos organismos. Se trata de treinta MASb potencialmente compartidas, con unas ochenta MASb de entre las anteriormente definidas, de siete demarcaciones hidrográficas intercomunitarias y tres intracomunitarias. Se las designa masas de agua subterránea con continuidad hidrogeológica (MASbCH).

Para la planificación hidrológica caben dos visiones: una que aborda los cálculos desde la óptica de la divisoria hidrográfica y que prioriza una visión o perspectiva preeminentemente administrativa, y otra desde la óptica de la divisoria hidrogeológica, que concreta y avala un enfoque esencialmente hidrogeológico. El resultado global de ambas alternativas es el mismo, tanto en lo que respecta a la recarga como a la descarga, cuando los cálculos se abordan considerando la unicidad de la MASbCH. Sin embargo, los resultados parciales para cada una de las MASb que componen la MASbCH difieren según se adopte uno u otro procedimiento, salvo en el caso particular en el que coincidan la divisoria hidrográfica e hidrogeológica. Es muy importante tener en cuenta que la situación hidrogeológica conjunta y la de la porción en cada ámbito de planificación depende en gran manera del estado de explotación (caudales y ubicación de las captaciones), de modo que no existe un reparto fijo, sino un reparto variable en el tiempo. Este puede ser un notable problema administrativo que requiere coordinación y posiblemente una herramienta de cálculo dinámica compartida por las Administraciones del agua afectadas.

Cuando la estimación de los recursos hídricos de una MASbCH se realiza de acuerdo con la divisoria hidrográfica (criterio administrativo), se favorece la claridad y operatividad de la gestión de tipo burocrático y legal, ya que se simplifica la toma de decisiones sobre los procedimientos de tramitación, otorgación, derogación, validación o confirmación de concesiones y otros derechos administrativos. Sin embargo, no es preciso decantarse por una u otra alternativa de evaluación (administrativa o hidrogeológica), ya que se pueden conjugar ambas mediante una gestión hídrica adaptativa, que se tiene que apoyar en una modelación matemática robusta y congruente, avalada por un modelo conceptual de funcionamiento hidrogeológico sólido y consistente, fundamentado en un amplio espectro de datos representativos de las distintas singularidades que se presentan en la MASbCH. Esta forma de proceder es factible, ya que en el apartado 3 del artículo 16-bis del texto refundido de la Ley de Aguas (TRLA, 2001) se considera la posibilidad de plantear una gestión coordinada mediante las oportunas notificaciones entre demarcaciones afectadas, aunque el concepto de gestión adaptativa es mucho más amplio y completo (Murillo Díaz, 2021).

5.7.
Actuaciones de gestión técnica de las aguas subterráneas

Las necesidades de gestión del agua subterránea son muy variables en el territorio español dadas sus muy distintas circunstancias, de acuerdo con las diferencias hidrogeológicas, climáticas, de población y agrícolas. En las áreas más húmedas del noreste peninsular, donde la utilización de las aguas subterráneas se limita normalmente a la captación de pequeños manantiales con cortos tiempos de renovación, la gestión se centra en el aumento de la garantía de suministro mediante sondeos complementarios y en la protección contra la contaminación por la población, agricultura y ganadería, y más recientemente de las granjas. En las áreas semiáridas la gestión tiene como objetivo principal, además del de preservar los bienes ecológicos y los servicios que se derivan, el hacer sustentable la explotación y mantener la calidad, considerando la posible intrusión marina, la afección por salinidad, los retornos de riego y el riesgo de fácil contaminación de los acuíferos kársticos en las extensas áreas de rocas carbonatadas.

Allí donde dominan los problemas en relación con la explotación intensiva e incluso de reservas de los acuíferos y donde existen situaciones serias de intrusión marina, la tendencia ha sido la de importar recursos de agua de otras áreas, incluyendo el trasvase entre cuencas, y más recientemente la reutilización de aguas residuales regeneradas y la desalinización del agua de mar (aguas industriales), sustituyendo caudales extraídos del acuífero. Esta sustitución se ha conseguido fácilmente cuando el problema es la salinidad, pero más difícilmente en el caso de la cantidad, ya que los nuevos recursos no pocas veces han acabado usándose directa o indirectamente para ampliar regadíos o abastecer expansiones urbanas y turísticas. Salvo excepciones, el control de la Administración del agua ha sido poco eficaz, por falta de medios humanos y materiales, escaso apoyo legal y político y a veces connivencia. Las actuaciones exitosas están a veces asociadas a costes económicos altos, como en el Alto Vinalopó (Alacant).

Las acciones de gestión basadas en una reducción de la demanda de agua subterránea son escasas, de difícil implementación y aceptación y faltas de experiencia. El notable aumento de la energía para extraer el agua cada vez desde mayores profundidades, y su mayor precio, ha hecho disminuir la demanda de agua en La Mancha occidental y en Gran Canaria, pero poco en el este y sudeste peninsular, donde los cultivos intensivos tienen otros limitantes económicos mayores.

Como en diversas regiones semiáridas o con grandes concentraciones de población, servicios e industria, la gestión de los acuíferos, en cantidad y calidad, no es un objetivo aislado, sino integrado con los otros recursos de agua. Para su gestión eficaz, la titularidad de los recursos de agua, sea pública o privada, debe estar concentrada en unos pocos actuantes capaces de llegar a acuerdos de actuación conjunta. El frecuentemente numeroso reparto de derechos de explotación y uso de las aguas subterráneas, incluyendo los que representan a los valores ecológicos, no facilita la integración de los acuíferos en la gestión conjunta de los recursos de agua, de modo que un paso previo es la difícil tarea de conseguir una representación adecuada. Esto ha limitado el uso conjunto de aguas subterráneas y otros recursos de agua en España, a pesar de los diversos intentos para llevarlo a cabo, incluso con modelación de los sistemas de recursos para apoyo a la toma de decisiones. No se ha logrado en las condiciones favorables de Gran Canaria y Tenerife. Un caso bien implementado de uso conjunto es el del Baix Llobregat (Barcelona), como se expone en el capítulo 7, que incluye el sistema acuífero, el río Llobregat y sus embalses, el trasvase Ter-Llobregat, reutilización, recarga artificial, desalinización del agua del mar, inyección de control de la intrusión marina y tratamiento avanzado de la calidad del agua local y del Llano de Barcelona (capítulo 3 de SASMIE, 2017).

Un aspecto especial de la recarga, que es relevante para muchos acuíferos, es la infiltración de retornos de riego, en especial en áreas de vega y bajas a las que se aporta agua de riego procedente de otros lugares. Es algo importante en la vega del Segura y en el Campo de Cartagena tras el trasvase Tajo-Segura,

o el aporte de agua de reservas de acuíferos profundos, y en las Planas de Castelló y Valencia, y fue esencial —y aún es importante— en el valle bajo del Llobregat (capítulo 3 de SASMIE, 2017). La principal problemática asociada a los retornos de riego es la salinidad, que depende de la inicial del agua de riego, de la eficiencia de riego, de la alteración de la roca y de la incorporación de nitratos y agroquímicos no retenidos por el suelo y que se no se degradan rápidamente. Las actuaciones de reducción de las dotaciones de regadío y el aumento de la eficiencia del uso del agua por el cultivo pueden tener efectos notables sobre la cantidad y calidad de los recursos de agua de los acuíferos españoles, por modificación de la recarga.

La recarga artificial, sea esta inducida, favorecida y mediante balsas y pozos, forma parte de las técnicas de gestión. Se requiere disponer de agua en cantidad, con adecuada temporalidad y suficiente calidad y turbidez. Se busca el almacenamiento temporal o el tratamiento por infiltración en el terreno, preferentemente a través del suelo (DINA-MAR, 2010; Custodio, 1986). Puede ser relativamente costosa, precisa mantenimiento y un plan de gestión del acuífero. En España se han realizado diversas experiencias, pero solo las del acuífero de Los Arenales (Castilla-León) y principalmente las del Baix Llobregat y áreas próximas están en operación. Estas últimas comenzaron en 1949 y actualmente incluyen escarificado del cauce del río, balsas de infiltración y pozos profundos (Queralt *et al.*, 2020), como se expone en el capítulo 7.

5.8.
Aspectos económicos, sociales e institucionales

El coste del agua subterránea al usuario en muy variable en el territorio español, en función de las condiciones hidrogeológicas y de eficiencia de las captaciones y elementos de bombeo. La energía para la extracción es una de las más caras de Europa y esto penaliza la captación del agua subterránea allí donde los niveles del agua son profundos, pero también penaliza la depuración de aguas usadas para su reutilización, la desalinización y el transporte de agua desde los lugares en que está disponible hasta los de utilización. En España, el coste del agua no es normalmente una gran limitación para el abastecimiento urbano e industrial de baja demanda de agua, pero puede serlo para el regadío e inducir el traslado de industrias de alta demanda de agua a otras áreas. En el Levante español, y considerando el año 2015, la agricultura de regadío acepta costes/precios del agua del orden de 0,2 €/m^3, con una disponibilidad al pago para solucionar déficits de hasta 0,5 Đ/m^3. En explotaciones agrícolas intensivas y grandes extensiones de cultivo en invernaderos y bajo cubierta, se puede llegar a pagar 0,8 €/m^3, que son los costes totales del agua marina desalinizada en plantas modernas eficientes (capítulo V de MASE, 2015). Sin embargo, esto es solo aplicable a las demandas costeras próximas a las plantas desalinizadoras. Para los usos en lugares alejados y a mayor altitud, el coste resultante es normalmente excesivo y ello explica que continúe la explotación intensiva de acuíferos, como en el Altiplano murciano, el Valle del Guadalentín, el interior de Almería y el Alto Vinalopó, aun cuando el coste de extracción supere 0,6 €/m^3 y en ocasiones 1,0 €/m^3 (precios y costes referidos a 2015). En el norte de Gran Canaria, el coste del agua subterránea permite que el riego en áreas costeras pueda realizarse sustituyendo parte del agua subterránea por agua marina desalinizada producida por iniciativa pública y privada.

El consumo energético en España para el bombeo del agua subterránea parece no haber sido estudiado en detalle. Según primeras estimaciones realizadas por el autor para el conjunto español, el consumo energético es inferior al 1% del consumo total, pero puede ser ya notable en determinadas áreas, del orden del 2% en la cuenca media y baja del Segura y del 5% en Gran Canaria. Estas cifras, aunque muy poco precisas, son de interés para las actuaciones de ahorro energético a nivel nacional y podrían justificar moratorias a la extracción en determinados acuíferos hasta que se eleven los niveles con la recarga natural. Sin embargo, la recuperación natural de algunos acuíferos requiere décadas.

La explotación puede cesar por exceso de coste de la extracción si otras limitaciones no actúan antes, como pérdida de calidad, agotamiento, alto coste de renovar las captaciones o requerimientos legales.

El carácter distribuido de los acuíferos hace que frecuentemente haya un gran número de derechos públicos o privados, en especial cuando el clima es árido y la agricultura no está concentrada, además de los numerosos posibles intereses involucrados. Esto puede hacer difícil la gestión, al no ser fácil lograr una representación del conjunto con suficiente voz ante los organismos administrativos y de justicia. Por otro lado, los posibles afectados tienen intereses muy diversos y suelen carecer de visión global y de futuro, no acaban de identificar el bien común y carecen de estudios especializados y de información. En muchos acuíferos españoles, como en el Campo de Cartagena, la titularidad privada de un derecho de explotación tiene un valor en sí y además puede ser económicamente productiva cuando en momentos de sequía se puede vender el agua o el uso temporal a alto precio a otros agricultores que no tienen esos derechos y que se han quedado sin acceso a otras fuentes de agua.

En España se ha hecho un gran esfuerzo para la modernización de regadíos desde hace casi dos décadas, pero se carece de información suficiente sobre los resultados y los ahorros alcanzados. El efecto rebote (paradoja de Jevons) parece importante (Dumont *et al.*, 2013). Se ha hecho en un contexto en que el valor agregado de la agricultura disminuye, pero las presiones continúan en aumento, tanto en consumo de agua como de fertilizantes. Según el Plan Nacional de Regadíos, se han invertido alrededor de cinco mil millones de euros de recursos económicos públicos, en parte para conseguir la adhesión de los regantes. Esta modernización no lleva necesariamente a un ahorro de agua, sino a una consolidación y a veces extensión de regadíos y a una recarga menor y más salina a los acuíferos locales y a los situados flujo abajo. El ahorro de agua, si no se extienden las áreas regadas o se cubren déficits preexistentes, se evalúa en torno al 30%, pero en realidad es del 10% al 15% si se tiene en cuenta la disminución de los retornos de riego que eran aprovechados anteriormente. Además, se produce una mayor vulnerabilidad de los regadíos a la sequía al quedar poco margen para disminuir dotaciones sin que se produzcan daños importantes, con lo que la seguridad de disponibilidad disminuye y en sequías posiblemente se forzaría más la explotación intensiva y minera de otros acuíferos.

En general, en España no existe una política de agua definida, ni estatal central ni autonómica, y las actuaciones se basan en las ordenanzas que acompañan a los planes hidrológicos. Tampoco existe una política definida más allá del programa político de elecciones, ni documentos con objetivos generales y específicos, directrices o criterios de actuación y prioridades globales en materia de aguas. La representación de los usuarios de agua en los órganos de gobierno de las autoridades del agua es aún pequeña y con competencias que se han de definir mejor. A veces se tiene un excesivo peso relativo de los regantes. Las grandes y pequeñas empresas en relación con el recurso del agua están representadas, pero no las concesionarias de abastecimiento municipal.

5.9.
Comercio, transacciones y mercados en la gestión del agua subterránea

Aunque las aguas subterráneas de España sean actualmente del dominio público, parte de los derechos de explotación continúan siendo privados a efectos prácticos, y por lo tanto las aguas son susceptibles de arriendo, subasta o compra. Esto explica que haya existido desde hace un siglo y subsista un notable comercio del agua subterránea privada en Canarias (capítulos 11 y 12) y a pequeña escala en los acuíferos costeros mediterráneos españoles, principalmente en el sudeste (Hernández-Mora y De Stephano, 2013; De Stephano *et al.*, 2014; Garrido *et al.*, 2013; López y Melgarejo, 2007; Melgarejo y Molina, 2005). Eso es debido a que las inversiones, la gestión y la explotación de los recursos surgieron y fueron impulsadas hace décadas, casi exclusivamente por entidades privadas, interesadas en incrementar los volúmenes disponibles de agua.

Las transacciones de agua pública en España no han sido posibles hasta la modificación de 1999 de la Ley de Aguas de 1985 (MASE, 2015), en condiciones restrictivas, muy reguladas y con la expresa intervención de la Administración.

El comercio del agua, aunque sea informal, es una forma elemental de mercado del agua, ya que existe una oferta, una demanda y un modo de negociar, con numerosos actuantes. Hay mercados de propiedad y derechos de agua, que pueden ser a modo de participaciones, títulos y acciones en las diferentes captaciones, y mercados del agua, en los que se aplica un precio al agua que se transfiere. El mercado del agua puede ser más o menos eficaz para los grandes productores y compradores, pero puede distar de serlo para los pequeños. No hay claras reglas de regulación por una autoridad superior, ya que son poco transparentes, complejos y social y políticamente delicados. Generalmente no se consideran directamente aspectos de calidad, en especial los de salinidad, aunque los usuarios los conocen y actúan en consecuencia.

Aunque no se trata directamente en la Directiva Marco del Agua europea, el agua subterránea se supone que es demanial (del dominio público), y así lo establece expresamente la Ley de Aguas española de 1985. La persistencia de comercio del agua en algunos lugares, en especial en las islas Canarias, con mercados en funcionamiento, y en diversas áreas del Levante español a escala local, es el residuo de la disposición transitoria de la Ley de Aguas de 1985 respecto a los derechos privados de aguas subterráneas ya existentes con anterioridad y que por decisión expresa o falta de respuesta continuaron en ese régimen. El tiempo de duración de la situación transitoria se estableció en cincuenta años a nivel general (hasta 2035) y en treinta años en la Ley de Aguas de Canarias (hasta 2030). Sin embargo, no está suficientemente bien definido qué sucederá administrativamente en el momento de la extinción de la disposición transitoria. Es de suponer que se suprima o modifique sustancialmente la posibilidad de comercio del agua tal como ha existido hasta ahora.

Los mercados del agua han sufrido recientemente impactos importantes a causa de la incorporación de agua desalinizada y regenerada de oferta pública, a precios similares y a veces menores que los del agua subterránea, lo que ha permitido que los precios de compra del agua se estabilicen, pero esto afecta negativamente al libre mercado. La evolución hacia una mayor intervención pública es contraria a la evolución de otros sectores de la actividad económica, como la energía y el transporte. Las inversiones públicas en el sector del agua suponen una disminución de la inversión privada y además se detraen de otras inversiones destinadas a la población y se hacen con una visión sectorial que puede conllevar vicios e ineficiencias. Lo que sale de las plantas de producción de agua industrial (desalinización y regeneración) es agua de carácter público, aunque hay productores que la venden a terceros. La puesta en el mercado de agua salobre tratada (desalobrada) no es agua industrial y se comercializa como agua subterránea y en su caso como agua regenerada.

En el comercio del agua se consideran costes y beneficios directos, pero no los costes indirectos, y en especial los ecológicos, a menos que haya una intervención pública, que no es sencilla dadas las condiciones de operación reales.

5.10.
Comunidades de usuarios de aguas subterráneas

En España hay una larga tradición de gestión colectiva y asociacionismo-cooperativismo en el ámbito agrícola-ganadero, en especial como comunidades de regantes (véase MASE, 2015, sección VI.4.2). Las comunidades de regantes de aguas superficiales son mucho más numerosas que las de aguas subterráneas y son normalmente de carácter público o en relación con obras importantes. Una característica

común a todas estas comunidades o asociaciones, en la mayoría de los casos comunidades de regantes, es la gestión de su propia concesión, obra o autorización en lo que respecta al uso del agua y al pago de los gravámenes, pero no en cuanto a la conservación, buen uso y gestión del recurso de agua, sea este un río o un acuífero. Pueden encontrar dificultades para evolucionar hacia formas eficientes (Calatrava y Garrido, 2006) a causa de su historia, tradición y restricciones heredadas, tanto físicas como administrativas.

En España se ha avanzado notablemente en la formación de comunidades de usuarios de aguas subterráneas (CUAS) con consideración del recurso (Hernández-Mora, 2002; Hernández-Mora y Llamas, 2001; López-Gunn y Martínez-Cortina, 2006; Rica *et al.*, 2012; Custodio, 2010). La diferencia esencial entre las CUAS y las comunidades de regantes (CR) tradicionales, con las que comparten algunos elementos estatutarios, es que las CUAS no se limitan a la gestión y mantenimiento de una concesión de agua y sus obras asociadas, sino que participan —deberían participar— en la gestión de los recursos de agua. Para ello suelen disponer de apoyo técnico, tienen la capacidad de evaluar las propuestas de gestión que establece la Administración y pueden compartir herramientas, como modelos hidrogeológicos, y participar en las redes de observación y control y en la policía y denuncias.

Para abordar las llamadas situaciones de sobrexplotación, en la LA-85 se disponía la necesidad de formar comunidades de usuarios, con estructura similar a la de las comunidades de regantes tradicionales. La creación de estas comunidades era obligatoria para aquellos acuíferos que se declarasen sobreexplotados, en los términos definidos en la LA-85. Se definieron los acuíferos que se consideraban sobreexplotados (MMA-ITGE, 1997; MIMAN, 1998) y las consideraciones jurídicas derivadas (Fernández Cano, 2013; Pérez Pérez, 2013), pero el número de declaraciones fue pequeño. A pesar de los esfuerzos de la Administración del agua, no se llegaron a constituir tales comunidades, a las que se puede designar como "de arriba abajo", por falta de herramientas legales eficaces y desconfianza de los administrados. Solo hay unas pocas excepciones, tras acuerdos económicos compensatorios gestionados por la Administración del agua, como en el Alto y Medio Vinalopó-Alacantí y en La Mancha oriental.

En algunos lugares con explotación intensiva de los acuíferos y buena información procedente de la Administración del agua, instituciones y centros universitarios con capacidad de comunicación a terceros, los propios usuarios han sido los promotores de comunidades de agua "de abajo arriba", en especial cuando los explotadores principales de agua subterránea son empresas de abastecimiento y establecimientos industriales y de servicios, en pequeño número, con mayor formación y apoyo técnico y menos intereses personales. La primera de esas comunidades se constituyó en el Baix Llobregat (Barcelona), en 1975, estando aún vigente la Ley de Aguas de 1879 (Codina-Roig, 2003), por extensión de la zona de policía de aguas, como se expone en el capítulo 7. Es un ejemplo a nivel mundial de comunidad de usuarios de aguas subterránea (CUAS) que ha resuelto los problemas de extracciones incontroladas y vertidos de residuos contaminantes y ha permitido la gestión integrada de los recursos de agua, con una tendencia a la buena gobernanza (capítulo VI de MASE, 2015; capítulo 7 de SASMIE, 2017). Otras comunidades similares se han establecido en su entorno. En ellas dominan las empresas de abastecimiento de agua y las industrias. No es el caso más común en España, en que los usos agrícolas para riego son los dominantes. Cuando domina el uso de riego, en general hay numerosos pequeños explotadores de aguas subterráneas y es mucho más difícil acomodar los intereses privados a unas normas, en general restrictivas, aunque haya beneficios mutuos que se derivan de la mejor conservación y uso del acuífero. El modelo se ha aplicado en otros lugares del este peninsular, con mayor importancia de las extracciones para regadío, pero con éxito más limitado. No se han establecido comunidades de este tipo en los archipiélagos.

La gestión colectiva conlleva gastos, que son mal aceptados por las comunidades agrícolas, que frecuentemente están acostumbradas a continuas subvenciones y ayudas externas y carecen de suficiente visión

de futuro y de conocimiento del acuífero como una unidad. Aún hay escasa conciencia de bien común que proteger y se confía en que sea la Administración del agua la que acabe de resolver los problemas actuales, dados los problemas sociales que se originan y la mala imagen política. Sin embargo, en los casos en que el riego es solo con agua subterránea, no suele existir una "cultura de la subvención" en lo que respecta al agua.

Las dificultades que con frecuencia se encuentran en España para que los usuarios se organicen son debidas en muchos casos a que se desconoce la problemática asociada a la disponibilidad y suministro de agua y, en los acuíferos costeros, a cómo evitar su salinización. Esta falta de conciencia, mayor en el medio urbano y cuanto mejor es la seguridad de disponibilidad de agua, hace que las prioridades y atenciones sociales se centren en otros temas. No sucede lo mismo en el medio rural, donde suele haber conciencia de la situación, pero pueden dominar impedimentos a la asociación por problemas de convivencia y competencia y por creer que la puesta a disposición del agua es algo que deben resolver y costear otros, en general el Estado. Cuando se han producido deterioros y contaminaciones, con salinización de pozos costeros, que solo afectan a una fracción de usuarios, los no afectados se inhiben. Cuando el daño alcanza a la mayoría, no es raro el sentimiento de que no hace falta hacer nada para mejorar y proteger los acuíferos, pues se espera que mejorarán por sí mismos a causa de la evolución socioeconómica que elimina por sí los excesos de uso. Estas posturas evolucionan, mejorando favorablemente con la cultura y el conocimiento. En numerosas situaciones actuales, los agricultores están ya concienciados de que hay que lograr mejoras ambientales y usar bien el agua.

Un problema social frecuente es que la población rural envejece y no tiene renovación, pues sus hijos venden el terreno heredado y abandonan los cultivos a causa de su bajo rendimiento económico, emigran a zonas urbanas y no consideran volver. El posible regreso de agricultores al campo como consecuencia de la actual crisis económica no pasa de ser anecdótico. Una excepción es La Vall d'Uixó, donde a pesar de la problemática de salinización de las aguas subterráneas, no ha faltado nunca el agua para riego. Otro tipo de problemas se asocian a la aparición de empresas agrarias temporales, con fines especulativos, que además de sobreexplotar y degradar, desestructuran el fondo cultural preexistente. Por el momento no es un problema serio en los regadíos españoles.

La DMA y documentos posteriores mantienen la necesidad de la buena situación del medioambiente y dejan a cada Estado la acción para conseguirlo, aunque se insiste en la participación del usuario y en la transparencia de las actuaciones, además de la debida conexión con los organismos de gestión y planificación de los recursos naturales y sociales.

La creación de CUAS de arriba abajo —de promoción oficial— ha sido poco efectiva, mientras que la veintena que hoy existen y están operativas en España han nacido desde los propios usuarios, de abajo arriba, para abordar situaciones concretas, diferentes en cada caso, unas veces con el apoyo de la Administración del agua y otras con ciertos recelos y cortapisas por parte de la misma. Para las masas de agua subterránea se habla de CUMAS (comunidad de usuarios de la masa de agua subterránea), que responde a una visión administrativa y de conveniencia desde la Demarcación Hidrográfica, pero en las que se puede perder la actuación de conjunto que requiere la gestión de un acuífero o sistema acuífero. La unicidad de gestión se desvirtúa en gran manera en el caso de acuíferos compartidos si no hay un tratamiento específico, que por ahora solo se ha logrado recientemente de forma parcial. En adelante no se utilizará la designación CUMAS.

La gobernanza del agua subterránea se concreta en unidades hidrogeológicas, con preferencia por las masas de agua subterránea (MASb) en las que pueden dominar condicionantes administrativos ajenos al funcionamiento hidrogeológico. Como se ha expuesto anteriormente, con frecuencia las unidades hidrogeológicas no coinciden con las cuencas hidrográficas y ocupan territorio de dos o más cuencas

hidrográficas, que tienen administraciones, objetivos, condicionantes y desarrollos distintos, aun cuando puede haber una normativa de carácter general. Esto crea situaciones especiales de gobernanza del agua y del agua subterránea en particular, a veces acompañadas de una notable conflictividad. Los aspectos internacionales no son relevantes en España, pero sí lo son los aspectos intercuenca, en especial entre las cuencas del Segura y las del Júcar, y entre las del Júcar y el Guadiana.

En la implementación de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de Naciones Unidas se trata de evaluar el grado de implementación de la gobernanza del agua y de otros recursos naturales en situaciones transfronterizas, que también sirven para las situaciones intercuenca, mediante dos indicadores (Síndico, 2016):

- Indicador 1: grado de gestión integrada de los recursos de agua, que es el porcentaje del área intercuenca en que se dispone de una forma operacional para cooperación en agua, lo que supone reuniones regulares de las cuencas afectadas, comisiones bilaterales o multilaterales u otras formas institucionales y determinar qué información cuantitativa y cualitativa y con qué regularidad.
- Indicador 2: grado de observación de variables acordadas, por equipos apropiados, que no necesariamente han de ser aprobados al más alto nivel.

La tipología de las asociaciones y comunidades españolas que tienen como sujeto a las aguas subterráneas es diversa, según muestra la tabla 5.1.

Tabla 5.1. Tipologías de comunidades de agua subterránea en España (modificado de López-Gunn, 2009)

Orden	Tipo de derecho	Ejemplo de designación
Terciario	Público	Junta Central de Usuarios del Acuífero del Poniente Almeriense
	Privado	Associació Catalana de Comunitats d'Agiües Subterrànies
Secundario	Público	Comunidad General de Usuarios del Alto Vinalopó
	Privado	Agrupación Provincial de Pozos de Riego de Castellón
	Privado	Asociación de Pozos de Riego de la Comunidad Valenciana
Primario	Público	Comunidad de Usuarios del Acuífero del Campo de Montiel
	Privado	Asociación de Usuarios de Aguas Subterráneas de Castilla-La Mancha
	Privado	Comunitat d'Usuaris d'Aigües del Baix Llobregat

Nota: solo se mencionan comunidades tipo, como muestra de las existentes.

De las diecinueve comunidades de aguas subterráneas (CUAS) existentes en España, la primera en 1975, ocho de ellas son de acuíferos costeros (Rica, 2016).

Entre las diversas actividades novedosas y de mejora de la gestión del agua y del agua subterránea, el Observatorio del Agua de la Fundación Botín, por iniciativa del profesor M. Ramón Llamas, ha promovido el camino hacia la buena gobernanza del agua y del agua subterránea desde 2015, dando origen a un libro al respecto (Villholth *et al.*, 2018), a otras publicaciones referidas en Custodio *et al.* (2017a, 2017b) y Custodio (2021) y aplicaciones a la cuenca del Segura (Aldaya *et al.*, 2018, 2019) y La Mancha (López-Gunn, 2003), entre otras.

5.11.
Gobernanza de las aguas subterráneas y comunidades de usuarios

La designación de gobernanza no figura expresamente en la normativa legal ni en la planificación hidrológica española, ya que el término es reciente. En escritos gestados con anterioridad se considera la gestión de las aguas subterráneas y el uso integrado de los recursos de agua, que contienen aspectos que actualmente se denominarían más propiamente como gobernanza de las aguas subterráneas. Bajo este punto de vista, la gobernanza de las aguas subterráneas ya está de algún modo en la actual normativa, pero no se menciona como tal hasta algunos de los actuales borradores de los planes hidrológicos 2022-2027.

En cualquier caso, el concepto de gobernanza del agua y del agua subterránea está sesgado por un contenido en que el usuario está supeditado a la Administración del agua, con una responsabilidad y papel limitado. Esto explica en parte cierta desidia a participar por parte del administrado, a pesar de la audiencia pública de los planes.

La aproximación a la gobernanza mediante la creación de comunidades y asociaciones de usuarios de agua subterránea estaba ya incluida en la Ley de Aguas de 1985 y en el texto refundido de la Ley de Aguas de 2001, como se expone en la sección 5.9.

Durante los últimos cuarenta años han aparecido en España asociaciones de usuarios de aguas subterráneas a distintas escalas de gestión y organización, en un contexto donde el asociacionismo en materia de aguas superficiales existe desde hace cientos de años. Esta tradición de aguas superficiales ha causado que muchas veces la normativa haya estado retrasada respecto a las iniciativas de los usuarios de aguas subterráneas y en ocasiones ha sido desfavorable.

Las acciones colectivas en el ámbito de las aguas subterráneas han emergido con un amplio y diverso espectro, que se manifiesta tanto en el tipo de derechos como en las formas jurídicas que tienen los usuarios para asociarse. En principio, tanto la Ley de Aguas como la Directiva Marco del Agua afectan a todos los titulares de derecho por igual, ya sean estos del registro o del catálogo, individuales o colectivos. Sin embargo, existe diversidad en cuanto a la forma jurídica para asociarse, así como en el objetivo de la asociación, ya que la acción colectiva no es trivial y hay una serie de factores que propician la aparición y el establecimiento de organizaciones colectivas. Unos factores hacen referencia a la severidad del problema —o la percepción de la severidad— y otros a la legitimidad de los usuarios frente a la Administración del agua.

La severidad del problema incentiva la formación espontánea de organizaciones, generalmente por la percepción de un interés común, por escasez de agua y/o por conflicto con la autoridad del agua por la regulación de los derechos de agua. Las declaraciones de sobreexplotación generaron un ambiente de conflicto más que de cooperación entre usuarios y Administración, y el proceso paralelo de definición de derechos ha llevado a situaciones ambiguas que hacen difícil llegar a acuerdos sobre la cantidad de agua que podría ser extraída con nuevas regulaciones y restricciones. En la mayoría de las ocasiones, los usuarios se han unido para defender sus derechos y hacer presión para evitar restricciones en el uso de agua. Aunque se vea que existe un problema común en el uso intensivo del agua subterránea, la actitud de los usuarios es de confrontación ante las restricciones de la declaración de sobreexplotación, a pesar de que la misma sea la consecuencia directa del uso intensivo, con posible afección a ecosistemas, como ríos o humedales. Sin embargo, en el Campo de Dalías, los usuarios del momento vieron una oportunidad en la declaración de sobreexplotación, ya que con ello se iba a dificultar la entrada de más usuarios al sistema, en beneficio propio. Con la entrada en vigor de la DMA, el panorama ha cambiado y ahora las MASb catalogadas como en riesgo de no alcanzar el buen estado cualitativo y/o cuantitativo

deben de someterse a la implementación de un programa de medidas, en el que suele incluirse la creación de CUAS. En la cuenca del Segura se estudiaron económicamente distintas opciones de actuación, incluyendo la de continuar con la situación actual (Molina *et al.*, 2009).

Para estudiar la participación de las CUAS en la gobernanza del agua subterránea, Rica (2016) elaboró indicadores basados en la literatura sobre buena gobernanza (Varady *et al.*, 2012; Wijnen *et al.*, 2012), que se detallan en la tabla 5.2, analizando diez CUAS españolas desde distintos ángulos y a distintas escalas.

Tabla 5.2. Indicadores de la buena gobernanza del agua subterránea en las comunidades de usuarios de aguas subterráneas (modificado de Rica, 2016)

1.	Rendición de cuentas: publicación periódica de los presupuestos anuales, partidas y gastos
2.	Transparencia en la gestión: fácil acceso a la información y datos relevantes del uso y acceso al agua en el acuífero, con el apoyo de un servicio de web, boletín informativo o similar
3.	Participación de los usuarios: medida como asistencia a reuniones, consultas, votaciones y en general involucración de los usuarios en la toma de decisiones de forma directa o indirecta
4.	Delimitación clara y control del acceso al agua: como recurso limitado
5.	Control y seguimiento: métodos directos (medidores de caudal) o indirectos (teledetección) del uso y aplicación del agua
6.	Régimen sancionador: basado en la ley y aplicado de forma regular, con el apoyo de los usuarios y sus representantes
7.	Eficiencia: utilización del agua en usos productivos y tecnología eficiente para el agua y la energía
8.	Equidad: acceso al agua repartido de forma equitativa entre los usuarios y/o basándose en buenas estructuras organizativas de representación, como las comunidades de regantes
9.	Capital social interno: relaciones de confianza y colaboración entre los diferentes usuarios
10.	Capital social externo: relaciones de confianza y colaboración con el organismo regulador

El análisis preliminar de la gobernanza colectiva en las diez CUAS españolas que estudió Rica (2016) muestra que se cumplen aspectos importantes, como eficiencia y equidad en el uso de agua, pero el hecho de que no esté bien delimitado el acceso al agua mediante derechos explícitos o que no se conserve el agua cuantitativa o cualitativamente muestra deficiencias en la gobernanza.

En mayor o menor medida, la gobernanza actual es policéntrica, ya que hay diferentes niveles de organización y toma de decisiones y, en última instancia, la autoridad del agua tiene potestad para tomar decisiones e intervenir.

De un conjunto de entrevistas a gestores y usuarios del agua subterránea, Rica (2016) dedujo que en general lo más importante es establecer límites claros al recurso o a las unidades que se puedan apropiar y después utilizar conjuntamente varias fuentes de agua para optimizar recursos.

La gobernanza tiene influencia en la forma de gestionar. Al examinar la diversidad de las CUAS existentes en España, se pueden entresacar las siguientes conclusiones en cuanto a su eficacia y funciones (Rica, 2016):

- Vigilancia y control del acuífero: pocas lo hacen, pese a ser organizaciones constituidas en el régimen público y, por tanto, formalmente adscritas a la Administración. La CGUAV (Vinalopó) se comporta como una comunidad de regantes tecnificada que controla los niveles de sus pozos y considera el

coste energético del bombeo, ya que decide qué pozos extraen y cuánto. Solo dos de ellas, CUADLL (Baix Llobregat) y JCRMO (La Mancha oriental), disponen de un gabinete técnico para poder manejar información por sí mismas y no depender del organismo de cuenca correspondiente, optando por el camino de la cooperación.

- Control de extracciones: La CGUAV (Vinalopó) gestiona los pozos directamente, lo que facilita que los usuarios o las comunidades de regantes no utilicen más de lo que estipulan sus derechos. En los otros pocos casos en que se realizan controles de extracciones, los pozos no los gestiona directamente la comunidad.
- Sanciones por incumplimiento: las comunidades de regantes se encargan de sancionar a sus usuarios por incumplimiento de normas. Las comunidades de usuarios (Comunidad General o Junta Central) tienen la potestad de sancionar y disponen de un jurado que también soluciona conflictos, pero no se pone en práctica con asiduidad. Con frecuencia, las mediciones directas o indirectas no son adecuadas o no existen. Las comisarías de aguas de las Confederaciones Hidrográficas realizan la labor de policía y sanción, que en pocos casos es compartida con los usuarios.
- Eficiencia en el uso del agua: es un indicador de funciones que no es necesariamente dependiente del usuario. La eficiencia se puede deber a inversiones externas y no tanto a la iniciativa propia.
- Regulación de derechos: es una de las acciones posiblemente más significativas de las CUAS. Como no todos los usuarios españoles tuvieron la misma capacidad de reacción ante la Ley de Aguas de 1985, muchas CUAS están actuando como asesores jurídicos, tramitando solicitudes de concesiones o reivindicándolas.

El análisis apropiado de la gobernanza va más allá de estas consideraciones y ha de incluir cómo impacta la gestión de las CUAS en la gobernanza y conservación del agua subterránea.

A veces las concesiones superan el total de extracciones permitidas y el uso de agua también sobrepasa la cantidad de agua concesionada. La regulación depende de los balances de agua de cada caso y ha de flexibilizar de alguna forma el uso legal. El mejor conocimiento del comportamiento del agua subterránea permite controlar mucho mejor la dinámica de sistemas acuíferos y su conexión con los ecosistemas que puedan verse afectados por la explotación intensiva o la calidad del agua. Este conocimiento, en constante evolución, permite tomar decisiones mucho más realistas y flexibles. Para generar este conocimiento es necesaria la colaboración entre actuantes locales asociados, autoridades del agua y expertos.

Un incentivo para que los usuarios se asocien es la economía de escala, para mejorar aprovechamientos comunes, haciéndolos más eficientes o tecnificados, el ahorro energético y/o la sustitución de pozos individuales por colectivos (Huertas, 2011). Además, permite la diversificación de las fuentes de agua para reducir el riesgo y aumentar la disponibilidad del recurso de agua subterránea. Actualmente no tiene sentido sectorizar la acción colectiva según el tipo de agua o el derecho utilizado. Esto se aplica en la cuenca del Júcar. En la cuenca del Duero se han llevado a cabo experiencias de creación de comunidades de usuarios para gestionar la recarga de acuíferos, dentro de la incertidumbre jurídica por la falta de regulación específica al respecto (Huertas, 2011). En el Campo de Níjar (Almería) hay una comunidad de usuarios de agua desalada, y en Huércal (Almería) hay una comunidad que usa aguas regeneradas. En estos nuevos casos, el interés común de los usuarios se centra en una infraestructura física y una inversión conjunta, lo que facilita la cooperación y la constitución de asociaciones. La invisibilidad del agua subterránea dificulta la permanencia de la acción colectiva.

La necesidad de conseguir seguridad de derechos de agua o concesiones favorece las instituciones y las dinámicas de poder entre los actuantes. La acción colectiva ha evolucionado hacia organizaciones que gestionan otros tipos de recursos, como el agua desalinizada o regenerada, por la necesidad de sustituir bombeos allí donde la cantidad y calidad del agua subterránea ya no hace viable su extracción sostenible.

No parece que la obligación de restringir el uso de agua haya sido efectiva como medida para gestionar el agua. De los setenta y siete acuíferos que fueron catalogados como sobreexplotados legalmente para la aplicación de lo dispuesto en la Ley de Aguas de 1985, solo dieciséis recibieron la declaración de sobreexplotación, temporal o definitiva, en cinco de ellos se establecieron comunidades de usuarios y solo en dos se elaboraron los planes anuales de ordenación de las extracciones que exigía la regulación legal.

La gobernanza es multinivel, ya que engloba opciones de control individual, colectivo y central, y modalidades de cogestión que han de existir para que se pueda alcanzar la buena gobernanza del agua subterránea.

En España, las responsabilidades en materia de regulación de aguas, incluyendo las subterráneas, recaen sobre las Confederaciones Hidrográficas y Agencias de Agua, que son los organismos de cuenca competentes. Los órganos de gobierno donde se realiza la participación de los interesados son las Juntas de Gobierno y las Juntas de Explotación, con esa denominación u otra equivalente.

Las CUAS, si se recoge en sus estatutos aprobados por la autoridad del agua, pueden ser reconocidas como Administración del agua, compartir las funciones que reglamentariamente les sean delegadas por el organismo de cuenca y ser corresponsables del buen estado de las masas de agua y de los ecosistemas asociados. Las funciones deseables de las CUAS serían (Huertas, 2011; Díaz Mora, 2014):

- Las normales de otras comunidades de regantes y CUAS (artículo 83 del TRLA y artículos 209-212 del RDPH).
- Representar a los usuarios en la redacción de programas de actuación o planes de explotación y en general ser interlocutor ante la Administración.
- Participación en convenios según lo establecido en la legislación, entre otros, la transferencia de información entre el organismo de cuenca y cada CUAS, el censo de usuarios y características, cambios de titularidad, uso, etc.
- Participación de las CUAS en el control de caudales mediante el precintado y lectura de caudalímetros, medida de niveles piezométricos y calidad, informes anuales sobre diferentes usos y evolución de los acuíferos y vigilancia de usos ilegales.

Además, deberían poder ejercer la función sancionadora por incumplimientos y desviaciones, dando parte al estamento superior, y la función recaudatoria.

En la realidad, la visión de las CUAS como responsables de la gestión del agua subterránea no suele ser compartida ni por las Administraciones públicas ni por los propios usuarios, y hay conflictos y dificultades para llegar a acuerdos. Las reglas sobre uso de agua vienen determinadas por cómo se hayan establecido los derechos de uso, en los casos donde se utiliza el agua de forma reglamentada. Esto es clave para poder ejercer un control sobre la conservación del recurso, ya que no se puede limitar o controlar con los medios legales ordinarios un uso que legalmente no existe. Las CUAS no tienen la potestad propia de controlar y sancionar, ya que la potestad sobre los derechos la sigue teniendo la Administración.

Las CUAS se crearon para defender los intereses de los usuarios, que son principalmente y desde su óptica los de defender sus propios derechos y no ceder ante las limitaciones de extracciones que se les pueda imponer desde la Administración. Si bien la Administración controla los derechos de agua mediante el programa ALBERCA, los usuarios son los que pueden manejar esta información de primera mano y las entidades reguladoras conocen esta realidad, pero es difícil encontrar una solución desde el nivel de gobierno de una cuenca. Es necesario un cambio de paradigma en la gestión, con mayor participación de los usuarios para consenso en la gestión, tener más información fidedigna sobre extracciones y flexibilizar los derechos asignados, dentro de la diversidad de circunstancias que se encuentra en la realidad.

El nivel de descentralización de la Administración hacia los usuarios depende del contexto, aunque hay factores comunes que considerar para una cooperación más robusta. Es esencial considerar los aspectos más problemáticos de la gestión colectiva para reconocer y mostrar cautela sobre posibles consecuencias, intencionadas o no, como la captura por élites locales o sindicatos, el desigual poder de los diferentes usuarios o la ausencia de implementación de regímenes sancionadores internos.

No se trata tanto de que las CUAS gobiernen el recurso, sino de que se gobiernen a sí mismas para usar el recurso dentro de los límites establecidos a otras escalas. Con una gobernanza a varios niveles, los niveles locales pueden beneficiarse de los recursos tanto financieros como técnicos que puedan movilizar niveles más amplios, y de su propia capacidad de gestionar el recurso o bien común. Los sistemas policéntricos se caracterizan por tener múltiples unidades de gobierno a distintas escalas, y en cada escala se toman decisiones de forma más o menos independiente. Estos sistemas tienen la ventaja de utilizar el conocimiento local, a la vez que las mayores escalas permiten solucionar problemas asociados a la falta de cooperación y de equidad y aportan mayor inversión en conocimiento científico e innovación.

En las relaciones entre usuarios y Administración, las llamadas organizaciones puente tienen un papel fundamental, pues tienen poder, voz y contactos con la autoridad del agua. Tales son en España la Asociación de Usuarios de Aguas Subterráneas (AEUAS), la Federación Nacional de Comunidades de Regantes (FENACORE) y los sindicatos agrarios.

La responsabilidad de la gestión no puede caer solo en manos de los usuarios ni tampoco en las de la Administración, ya que ambos caminos no solucionan el problema de la tragedia de los comunes. Parece que lo más lógico es fomentar la cogestión, aunque no siempre es lo más sencillo o barato a corto plazo, pero las redes sociales y la telefonía móvil ayudan a que se realice esta posibilidad.

En España existen reguladores del recurso hídrico, cualquiera que sea su origen, pero a la hora de analizar la gestión colectiva y gobernanza del recurso a nivel local hay que tener un regulador externo al sistema, que englobe todos los intereses a nivel de cuenca.

Para que se materialice la cogestión, las CUAS deben estar reconocidas por la Administración. Esto no ocurre con todas las organizaciones existentes ni con todas ellas se han firmado convenios de algún tipo. La legitimidad de CUAS ante la Administración es fundamental para sustentar la coordinación entre los diferentes actuantes y las instituciones oficiales. Sin esta legitimidad, la razón de ser de las CUAS se limita a la de reivindicar este derecho y los derechos de agua, con un espacio entre usuarios y Administración que es más de confrontación que de colaboración para lograr una normal buena gobernanza del agua.

Una cuestión diferente e importante es la legitimidad interna o representatividad de las CUAS cuando no representan a todos los usuarios, cuando no todos están asociados a ellas o cuando falta cultura asociativa.

El poder político influye en que la acción colectiva se institucionalice en organizaciones comunitarias o no. La politización de la gestión y gobernanza del agua es algo inherente y no se puede eliminar, aunque se puede gestionar mediante herramientas adecuadas, como el reparto de responsabilidades a diferentes escalas.

Las CUAS funcionan como paraguas de otras organizaciones o usuarios no reconocidos por la Administración, debido al origen de sus derechos. Así, los titulares de derechos privados estarían igual de amparados que los titulares de concesiones, pero a la escala de la CUAS o para el interés general del sistema acuífero.

Una cuestión importante es si los usuarios actúan colectivamente para resolver el problema del recurso común o si se mueven motivados por otras razones no relacionadas con la conservación del recurso, pero que indirectamente también les afectan. En el caso del sistema acuífero del Baix del Llobregat, los usuarios han logrado establecer normas colectivas para usar el acuífero a través de la CUADLL y tienen una visión de problema común (Planas, 2011). Las CUAS con pocos actuantes y con elevada proporción de extracciones para usos no agrícolas son más sencillas en cuanto a su gestación que aquellas con numerosos usuarios agrícolas. Puede que el tamaño influya en la capacidad de los usuarios para autorregularse (López-Gunn y Martínez Cortina, 2006). Allí donde los acuíferos son más extensos puede ser más difícil establecer una comunidad integradora y funcional, mientras que un tamaño relativamente pequeño puede ser una ventaja a la hora de facilitar la comunicación entre usuarios, pero con una visión más localista y no suficiente apreciación y aprovechamiento de capacidades a mayor escala.

Para encontrar soluciones a los problemas de los bienes comunales, no solo es necesaria la discusión técnica y la disponibilidad física del recurso, sino que también hay que valorar la dimensión política. Esto incluye la distribución de derechos, su posible atribución y la responsabilidad de las inversiones necesarias en los escenarios de uso de recursos alternativos o suplementarios de agua. Como los usuarios de agua no son los únicos actuantes, se requieren canales de participación y responsabilidad para que otros intereses queden representados. Las tomas de decisiones deben adaptarse a la realidad hidrogeológica, teniendo en cuenta que el recurso no se distribuye homogéneamente y puede tener cambios dinámicos importantes cuando el uso del acuífero es intensivo. También hay que considerar la escala de la gestión, de la organización y de los problemas. Estas escalas pueden no coincidir, de modo que una vez que un problema local ha sobrepasado la escala, la acción colectiva a nivel local no es suficiente, aunque sí necesaria. La solución a un problema puede necesitar tomar en cuenta variables que escapan del alcance de las organizaciones colectivas. Por tanto, un reto y oportunidad para la resiliencia de los sistemas sociales y ecológicos es encontrar diseños institucionales que puedan llevar a un nivel superior las barreras que encuentran las actuales instituciones de toma de decisiones colectivas y los espacios para la resolución de conflictos, siguiendo una filosofía de gobernanza multinivel. Para que esto pueda darse, es necesaria la cooperación con la autoridad del agua, siguiendo un modelo de cogestión que ofrezca mejores resultados para, por ejemplo, redistribuir pozos de acuerdo con criterios hidrogeológicos. Estos diseños parecen ausentes en las CUAS españolas, quizás con la excepción de La Mancha oriental.

Mientras que la información sobre el verdadero uso del recurso no esté disponible para apoyar el proceso de otorgamiento o legalización de derechos de agua, de forma consensuada, el clientelismo político es un factor que entorpece el establecimiento de normas o instituciones comunes para la gestión de los recursos. El rentismo (búsqueda del beneficio a toda costa) es un incentivo negativo para la acción colectiva (Rica, 2016). En España, las Confederaciones Hidrográficas y Agencias del Agua tienen la última palabra en términos técnicos sobre la opción que seguir (recarga de acuíferos, trasvases...) y en cuanto a la distribución de agua y repartición de derechos, y tienen legitimidad legal para decidir sobre la gestión y uso sostenible del recurso, teniendo en cuenta toda la cuenca o isla y sus interconexiones. Sin embargo, si no se permite más espacio de decisión a otros actuantes, como la acción colectiva de los usuarios, distribuyendo así de forma más efectiva el poder de decisión y acción, las decisiones ejecutadas por la autoridad del agua carecen de legitimidad y aceptación sociales.

Los mayores retos actuales para la acción colectiva, la cogestión o incluso la gobernanza policéntrica son cómo atajar la realidad de la politización del agua y el rentismo. Esta amenaza podría volverse fortaleza si las políticas y las tomas de decisiones dimanasen de procesos deliberativos transparentes, incorporando criterios de buena gobernanza (Rica, 2016), a modo de pautas adaptables a cada realidad. El interés político de las distintas organizaciones y actuantes en cuanto al uso y la gestión del agua es algo inherente al sistema democrático, motivado principalmente por la distribución de derechos de agua. Esta distribución tiene que ofrecer a los usuarios un nivel de seguridad básico, al tiempo que se

mantiene la conservación del recurso basada en criterios hidrogeológicos. Los usuarios de agua toman una posición de seguridad propia antes de negociar sobre el agua con la autoridad, aunque priorizan el conocimiento de la dinámica del acuífero como medida de gobernanza, lo que indica que entienden que la gestión y regulación se basen en ello y no tanto en derechos inamovibles.

El control y sanción del uso del agua es responsabilidad de la Administración del agua. Para evitar confrontaciones, cabe que dichas Administraciones, que también tienen en cuenta otros intereses y una visión más integral del uso del recurso en la cuenca, flexibilicen el uso que se puede hacer del agua. Esto es en función de los nuevos conocimientos hidrológicos y el balance hídrico del año y que los usuarios establezcan sus mecanismos internos de control dentro de los límites acordados con la Administración, una vez que estos vean el recurso como un bien común y se corresponsabilicen del cumplimiento con objetivos de conservación, que van a beneficiar el uso del recurso a medio plazo.

Por lo expresado anteriormente, es importante que los factores y la información utilizada sean transparentes a la sociedad civil y también entre las instituciones con participación en la gobernanza del agua, para evitar o minimizar conflictos, y que haya espacios para la participación efectiva, proporcionando voz a todos en la toma de decisiones a través de instituciones legítimas que representen sus intereses, tanto de los usuarios de consumo como de los conservacionistas o los usos recreativos. En España, las cuotas de participación se relacionan con la utilización de recursos y, por lo tanto, los grandes regantes tienen más peso en este proceso (Rica, 2016). Los procesos transparentes son menos propensos a esconder corrupción, que aumenta los costos de transacción y que frecuentemente afecta a los más vulnerables, mientras que debilita al Estado de derecho y fomenta normas sociales que sistemáticamente dan prioridad a la ganancia privada sobre el bienestar social.

5.12. Referencias

Albiac, J., Calvo, E., Esteban, E. y Garrick, D. (2014). *River basin governance and water policies in Spain*. Federal Rivers Managing Water in Multi-Layered Political Systems: 141-157.

Alcalá, F. J. (2006). *Recarga a los acuíferos españoles mediante balance hidrogeoquímico*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña (UPC), Barcelona: 1-719.

Alcalá, F. J. y Custodio, E. (2014). Spatial average recharge through atmospheric chloride mass balance and its uncertainty in continental Spain. *Hydrological Processes, 28*: 218-236.

Alcalá, F. J. y Custodio, E. (2015). Natural uncertainty of spatial average aquifer recharge through atmospheric chloride mass balance in continental Spain. *Journal of Hydrology, 524*: 642-661.

Aldaya, M. M., Cabrera, E., Custodio, E., De Stefano, L., Garrido, A., López-Gunn, E. *et al.*(2012). El agua en España: bases para un pacto de futuro. En: M. M. Aldaya y M. R. Llamas (eds.). Fundación Botín, Madrid: 1-89. http://www.fundacionbotin.org/agua.htm

Aldaya, M. M., Custodio, E., García, J., Fernández, M. F. y Llamas, M. R. (eds.) (2018). *Análisis académico del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura 2015-2021 a la luz de la ciencia de los recursos de agua*. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales para la Confederación Hidrográfica del Segura. Fundación Botín, Madrid: 1-83.

Aldaya, M. M., Custodio, E., Llamas, M. R., Fernández, M. F., García, J. y Ródenas, M. A. (2019). An academic analysis with recommendations for water management and planning at the basin scale: a review of water planning in the Segura River Basin. *Science of the Total Environment, 662*: 755-768.

Alvares, D., Samper, J. y García Vera, M. A. (2009). Evaluación del efecto del cambio climático en los recursos hídricos de la cuenca hidrográfica del Ebro mediante modelos hidrológicos. En: *IX Jornadas de Zona no Saturada, ZNS'09*. Barcelona: 499-506.

Álvarez, J. y Estrela, T. (2003). Regionalisation and identification of droughts in Mediterranean countries of Europe. En: G. Rossi, A. Cancelliere, L. Pereira, T. Oweis, M. Shatanawi y A. Zairi (eds.), *Tools for drought mitigation in Mediterranean regions*. Kluwer Acad. Publ., Londres.

Álvarez, J., Sánchez, A. y Quintas, L. (2004). *SIMPA, a GRASS based tool for hydrological studies*. Proc. FOSS-GRASS Users Conference. Bangkok: 1-14.

Álvarez Rodríguez, J., Barranco Sanz, L. M., García Bravo, N., Potenciano de las Heras, A. y Villaverde Valero, J. (2016). *Evaluación de los recursos hídricos en España*. Centro de Estudios Hidrográficos-CEDEX. *Madrid: 1-187*.

BOE (7 de julio de 2007). Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica. *Boletín Oficial del Estado, 162*.

BOE (22 de septiembre de 2008). Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. *Boletín Oficial del Estado, 229*: 38472-28582.

Cabezas, F. (2011). Explotación de las aguas subterráneas en la cuenca del Segura. En: F. Villarroya, L. De Stefano, y P. Martínez-Santos (coords.), *El papel de las aguas subterráneas en la política del agua en España*. SHAN Series 3. Fundación Botín: 1-103. http://www.fundacionbotin.org/monografías_observatorio-delagua_publicaciones.htm.

Calatrava, J. y Garrido, A. (2006). Difficulties in adopting formal water trading rules within user's associations. *Journal of Economic Issues, XL*(1): 27-44.

Codina-Roig, J. (2003). Las comunidades de usuarios de aguas y el marco normativo actual. Jornadas sobre las Comunidades de Usuarios de Aguas Subterráneas en el Marco Normativo Actual. Prat de Llobregat. Asociación Española de Comunidades de Aguas Subterráneas.

Custodio, E. (1986). Recarga artificial de acuíferos: avances y realizaciones. *Boletín del Servicio Geológico-MOPU, 45*: 1-176.

Custodio, E. (2010). Intensive groundwater development: a water cycle transformation, a social revolution, a management challenge. En: L. Martínez-Cortina, A. Garrido, E. López-Gunn (eds.), *Rethinking water and food security*. Botín Foundation/CRC Press: 259-298. http://www.rac.es/ficheros/doc/00734.pdf

Custodio, E. (2013). The history of hydrogeology in Spain. En: N. Howden, J. Mather, *History of Hydrogeology. International Contributions to Hydrogeology, 28*. International Association of Hydrogeologists. CRC Press: 291-316.

Custodio, E. (2018). *Salinity problems in Mediterranean and island coastal aquifers in Spain*. 25th Salt Water Intrusion Meeting (SWIM), GdaĐsk, Polonia: 40-45. E3S Web of Conferences 54, 00005 (2018). https://doi.org/10.1051/e3sconf/20185400005

Custodio, E. (2019). Recarga de acuíferos: una magnitud hidrológica incierta pero necesaria; situación en España según el informe RAEMIA. En: *Innovación y sostenibilidad temática: aguas superficiales y subterráneas*. Congreso Nacional del Agua 2019, Orihuela (Universitat d'Alacant): 1183-1207.

Custodio, E. (2021). Ethical issues of intensive use of groundwater in stressed aquifers. En: Abrunhosa *et al.* (eds.), *Advances in geoethics and groundwater management: theory and practice for a sustainable development. Advances in science, technology & innovation*. Springer Nature: 47-50. https://doi.org/10.1007/978-3-030-59320-9_11

Custodio, E. (2022). Consideraciones sobre el pasado, presente y futuro de las aguas subterráneas en España. *Ingeniería del Agua, 26*(1): 1-17. https://doi.org/10.4995/Ia.2022.16245

Custodio, E., Albiac, J., Cermerón, M., Hernández, M., Llamas, M. R. y Sahuquillo, A. (2017a). Groundwater mining: benefits, problems and consequences in Spain. *Sustainable Water Resources Management*. https://doi.org/10.1007/s40899–017–0099–2

Custodio, E., Manzano, M. y Montes, C. (1999). *Las aguas subterráneas en Doñana: aspectos ecológicos y sociales*. Agencia Andaluza del Agua, Consejería de Medioambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 1-243.

Custodio, E., Sahuquillo, A. y Albiac, J. (2017b). Sustainability of intensive groundwater development: experience in Spain. *Sustainable Water Resources Management*. https://doi.org/10.1007/s40899–017–0105–8

DGOH-DGCA-ITGE (1994). *Libro blanco de las aguas subterráneas*. Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medioambiente y Ministerio de Industria y Energía, Madrid.

Díaz Mora, J. (2014). *El papel de las comunidades de usuarios en la gestión de las aguas subterráneas*. XII Congreso Nacional de Comunidades de Regantes de España, Palos de la Frontera (Huelva).

DINA-MAR (2010). La gestión de la recarga artificial de acuíferos en el marco del desarrollo sostenible. Desarrollo tecnológico. En: Fdez. Escalante (coord.), *Serie Hidrogeología Hoy*: 6.

Dinar, A., Rosegrant, M. y Meinzen-Dick, R. (1997). *Water allocation mechanisms: principles and examples. Policy Research Working Paper WPS 1779*. The World Bank. Washington DC. http://documents.worldbank.org/curated/en/1977/06/694756/water-allocation-mechanisms-principles-examples

Dumont, A., Mayor, B. y López-Gunn, E. (2013). Is the rebound effect or Jevons paradox a useful concept for better management of water resources? Insights from the irrigation modernisation process in Spain. *Aquatic Procedia, 1*: 64-76.

Estrela, T. (2006). La gestión de las sequías en España. *Ingeniería y Territorio, 74*: 52. https://www.researchgate.net/publication/28116357

Estrela, T., Pérez-Martin, M. A. y Vargas, E. (2012). Impacts of climate change on water resources in Spain. *Hydrological Sciences Journal, 57*(6): 1154-1167.

Estrela, T. y Quintas, L. (1996a). El sistema integrado de modelización precipitación-aportación SIMPA. *Ingeniería Civil, 104*: 43-52.

Estrela, T. y Quintas, L. A. (1996b). *Distributed hydrological model for water resources assessment in large basins*. RIVERTECH 96. 1st International Conference on New/Emerging Concepts for Rivers, IWRA, Chicago.

Estrela, T. y Vargas, E. (2012). Drought management plans in the European Union. The case of Spain. *Water Resources Management, 26*(6): 1537-1553.

Fernández Cano, M. A. (2013). Situación administrativa de los acuíferos sobreexplotados en la cuenca del Segura. En: M. Senent Alonso y J. L. García Aróstegui (coord.), *Sobreexplotación de acuíferos en la cuenca del Segura: evaluación y perspectivas*. Instituto Mediterráneo del Agua, Murcia, cap. 7: 163-178.

Fornés, J. M., De la Hera, A. y Llamas, M. R. (2005). La propiedad de las aguas subterráneas en España: la situación del registro y del catálogo. *Ingeniería del Agua, 12*(2): 125-136.

Fornés, J. M., De la Hera, A., Llamas, M. R. y Custodio, E. (2016). 30 años de la Ley de Aguas y 15 años de la Directiva Marco del Agua europea: lecciones aprendidas en cuanto al conocimiento y gobernanza de las aguas subterráneas. En: L. Martínez Cortina y P. Martínez Santos, *Las aguas subterráneas y la planificación hidrológica*. Congreso Hispano-Luso AIH-GE, Madrid: 429-434.

Garrido, A., Rey, D. y Calatrava, J. (2013). Water trading in Spain. En: L. de Stephano y M. R. Llamas (eds.), *Water, agriculture, and the environment in Spain: can we square the circle?* Taylor & Francis: 206-216.

GEF (2011). *GEF Project on "Groundwater Governance: A global framework for country action"*. (FAO, GEF IW, IAH, UNESCO-IHP, WB). Inception Meeting. 6-7 September 2011.

Hernández-Mora, N. (2002). *Groundwater management in Spain. Local institutions for collective management of common pool resources: an analysis of three cases from La Mancha*. Master Thesis. Gaylord Nelson Institute for Environmental Studies, University of Winsconsin-Madison.

Hernández-Mora, N. y De Stefano, L. (2013). Los mercados informales de aguas en España: una primera aproximación. En: A. Embid Irujo (ed.), *Usos del agua, concesiones, autorizaciones y mercados del agua*. Thomson-Reuters Cizur Menor: 375-407.

Hernández-Mora, N. y Llamas, M. R. (eds.) (2001). *La economía del agua subterránea y su gestión colectiva*. Fundación Marcelino Botín/Ediciones Mundi-Prensa, Madrid: 1-549.

HIRAVOL (2020). *Hidrogeología y recursos de agua subterránea en formaciones e islas volcánicas*. Editado por E. Custodio para UPC-SUEZ-CETAQUA. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona: 1-1017. http://hdl.handle.net/2117/347150

Huertas, R. (2011). *Retos y oportunidades en la gestión colectiva de las aguas subterráneas*. Seminario sobre Gestión Colectiva de Aguas Subterráneas en España. Observatorio del Agua de la Fundación Botín, Madrid.

IGME (1993). *El agua subterránea en España: estudio sintético, informe técnico*. Ministerio de Industria y Energía, Madrid: 1-591. http://aguas.igme.es/igme/publica/libro20/lib20.htm

IGME-DGA (2012). *Las aguas subterráneas en la planificación hidrológica*. IGME, Madrid: 1-481. http://www.mapama.gob.es/es/agua/publicaciones/AGUAS_SUBTERRANEAS_1de7_tcm7-213349.pdf

ITGE (2000). *Unidades hidrogeológicas de España: mapa 1:1.000.000 y datos básicos*. Instituto Tecnológico Geominero de España, Madrid: 1-34 + mapa + CD-ROM.

Llamas, M. R. (1967). Sobre el papel de las aguas subterráneas en España. *Agua*: 2-19.

Llamas, M. R. (1999). Efectos de —y acciones mitigantes contra— las sequías. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. En: *El Clima y sus Efectos: Conocimiento e Incertidumbres, 93*(1): 127-135.

López-Gunn, E. (2003). The role of collective action in water governance, a comparative study of groundwater user association in La Mancha aquifers, Spain. *Hydrogeology Journal, 28*(3): 367-378.

López-Gunn, E. (2009). Making groundwater institutionally visible. En: A. Garrido y M. R. Llamas, *Water policy in Spain*. Botín Foundation. CRC Press: 165-174.

López-Gunn, E. y Martínez Cortina L. (2006). Is self-regulation a myth? Case study on Spanish groundwater user associations and the role of higher-level authorities. *Hydrogeology Journal, 14*(3): 361-379.

López, M. I. y Melgarejo, J. (2007). El fin del regadío tradicional y la creación de sociedades mercantiles para la venta del agua. Riegos de Levante margen derecha del Segura. *Boletín de la ACE, 4*(3): 307-334.

LVGAE (2020). *Libro verde de la gobernanza del agua en España*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Gobiero de España-Agenda 2030: 1-172.

MASE (2015). Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España. Preparado por E. Custodio para UPC and AQUALOGY-CETAQUA. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, *e-books*: 1-487. http://hdl.handle.net/2117/111272

Melgarejo, J. y Molina, A. (eds.) (2005). *Los mercados del agua. Análisis jurídicos y económicos de los contratos de cesión y bancos de agua*. Madrid: Civitas.

MIMAM (1998). *Programa de ordenación de acuíferos sobreexplotados. Serie monografías*. Secretaría de Estado de Aguas y Costas, Ministerio de Medioambiente, Madrid: 1-66.

MIMAM (2000). *Libro blanco del agua en España*. Secretaría de Estado de Aguas y Costas, Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas, Ministerio de Medioambiente, Madrid: 1-637. http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/planificacionÐhidrologica/libroÐblancodelagua/

MMA-ITGE (1997). *Catálogo de acuíferos con problemas de sobreexplotación o salinización. Predefinición del programa de actuación*. Ministerio de Medioambiente, Dirección General de Obras Hidráulicas y de Calidad de las Aguas-Instituto Geológico GeoMinero de España, Madrid: 1-43 + apéndice.

Molina, J. L., García-Aróstegui, J. L., Benavente, J., Varela, C., De la Hera, A. y López-Geta, J. A. (2009). Aquifers overexploitation in SE Spain: a proposal for the integrated analysis of water management. *Water Resources Management, 23*: 2737-2760.

Molinero, J., Custodio, E., Sahuquillo, A. y Llamas, M. R. (2008). *DMA y la gestión del agua subterránea en España*. 6.o Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua, Vitoria-Gazteiz: Los Nuevos Planes de Gestión de Cuencas, Una Oportunidad Para la Recuperación de los Ciclos del Agua. F. Nueva Cultura del Agua: Sesiones Paralelas V: 1-9.

Molinero, J., Custodio, E., Sahuquillo, A. y Llamas, M. R. (2011). Groundwater in Spain: legal framework and management issues. En: Findikakis & Sato (eds.), *Groundwater management practices*. CRC Press/Balkema: 123-137.

Molle, E. (2004). Defining water rights: by prescription or negociation? *Water Policy, 6*: 207-227.

MOPTMA-MINER (1994). *Libro blanco de las aguas subterráneas. Serie monografías*. Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medioambiente / Ministerio de Industria y Energía, Instituto GeoMinero de España, Madrid: 1-135. http://hispagua.cedex.es/node/66985

Murillo Díaz, J. M. (2021). Masas de agua subterránea compartidas entre diferentes ámbitos de planificación: singularidad administrativa o entidad hídrica con continuidad hidrogeológica. Aplicación en la divisoria Júcar-Segura. En: J. Melgarejo Moreno, I. López Ortiz y P. Fernández Aracil (eds.), *Inundaciones y sequías: análisis multidisciplinar para mitigar el impacto de los fenómenos climáticos extremos*. Orihuela: 997-1022.

OJEU (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Union.*

Pérez Pérez, E. (2013). Régimen jurídico de la sobreexplotación de acuíferos. En: M. Senent Alonso y J. L. García Aróstegui (coord.), *Sobreexplotación de acuíferos en la cuenca del Segura: evaluación y perspectivas.* Instituto Mediterráneo del Agua, Murcia, cap. 8: 179-210.

PHN (2000). *Delimitación y asignación de recursos en acuíferos compartidos.* Plan Hidrológico Nacional. DG Obras Hidraúlicas-CEDEX, Madrid: 1-130.

Planas, J. M. (2011). Los retos y oportunidades de la gestión colectiva del agua subterránea en España. La experiencia en Cataluña. En: *Seminario sobre Gestión Colectiva del Agua Subterránea en España*. Observatorio del Agua, Fundación Botín, Madrid.

Pouget, L., Velasco, M., Cabello, A., McEnnis, S., Escaler, I., Guiu, R., Massana, J. y Custodio, E. (2014). Estrategias de adaptación al cambio global en la gestión de los recursos hídricos de la cuenca del Llobregat. *TecnoAqua, 9*: 2-9.

Poveda, J. A. (2011). *La naturaleza jurídica de las aguas subterráneas con la Directiva Marco de Aguas: tendencia hacia la demanialización*. Jornada Jurídica de Aguas Subterráneas. AEUAS-Ministerio de Medioambiente, Rural y Marino, Madrid.

Queralt, E., Bernat, X. y Custodio, E. (2020). Improving water quantity and quality supply security by managed artificial recharge technologies in the Lower Llobregat aquifers integrated into a conjunctive surface and groundwater management scheme for Barcelona, Spain. *Journal of Environmental Science and Engineering, A9*: 119-139.

RAEMIA (2019). *Recarga natural a los acuíferos, metodología y soporte de la isotopía del agua. Aplicación a la planificación hidrológica y conocimiento de las aguas subterráneas en España.* Editado por E. Custodio para UPC-SUEZ-CETAQUA. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona: 1-1206. http://hdl.handle.net/2117/182282

Rica, M. (2016). *Análisis de las acciones colectivas en la gobernanza del agua subterránea en España*. Tesis doctoral. Departamento de Geodinámica, Facultad de Ciencias Geológica, Universidad Complutense de Madrid: 1-176

Rica, M., López-Gunn, E. y Llamas, M. R. (2012). An analytical framework on the emergence and evolution of collective action: an empirical case of Spanish groundwater user collective associations. *Journal Irrigation and Drainage, 61*: 115-125.

SASMIE (2017). *Salinización de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles.* Editado por E. Custodio para UPC y Suez Solutions-CETAQUA, Barcelona. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona: 1-852. http://hdl.handle.net/2117/111515

Schmidt, G. (2017). *Las sequías en España: gestionarlas para minimizar sus impactos*. Fundación Nueva Cultura del Agua. http://www.fnca.eu/guia-nueva-cultura-del-agua

Schmidt, G., Stephano, L., Bea, M., Carmody, E., Van Dyk, G., Fernández-lop, A. *et al.* (2020). *How to tackle illegal water abstractions? Taking stock of experience and lessons learned.* Research Gate. Fundación Botín: 1-36.

Sindico, F. (2016). *Transboundary water cooperation and the Sustainable Development Goals*. UNESCO, París, 2016/SC/HYD/SDGs-1: 1-44.

TRLA (2001). Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. BOE-A-2001-14276. http://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2001-14276

Tudela, A. y Delgado, A. (2022). Acuíferos al límite: España daña gravemente sus reservas subterráneas de agua. DATADISTA. https://especiales.datadista.com/medioambiente/acuiferos-sobrexplotados-contaminados-espana/

Varady, R. G., Van Weert, F., Megdal, S. B., Gerlak, A., Abdalla Iskandar, C. y House-Peters, L. (2012). *"Groundwater Policy and Governance". Groundwater Governance: A Global Framework for Country Action.* GEF project ID: 3726 FAO project ID: 608795 FAO project symbol: GCP /GLO/277/GFF. Thematic Paper No. 5 Ed UNESCO IHP, Roma.

Versini, P. A., Pouget, L., Mc Ennis, S., Custodio, E. y Escaler, I. (2016). Climate change impact on water resources availability – Case study of the Llobregat River basin (Spain). *Hydrological Sciences Journal, 61*(14): 2496-2508.

Villholth, K. G., López-Gunn, E., Conti, K. I., Garrido, A. y Van der Gun, J. (2018). *Advances in groundwater governance*. VCRC Press/Balkema: 1-621.

Wijnen, M., Augeard, B., Hiller, B., Ward, C. y Huntjens, P. (2012). *Managing the Invisible: Understanding and Improving Groundwater Governance, No 17228, World Bank Other Operational Studies*. The World Bank.

WWF/ADENA (2006). *Uso ilegal del agua en España: causas, efectos y principales soluciones*. Madrid. www.wwf.es/descarga/descarga_genesis/usoilegal_agua.pdf

06

Evaluación de la gobernanza del **agua subterránea** en **áreas españolas seleccionadas**

6.1.
Introducción y criterios de evaluación

En este capítulo se presenta la metodología y las condiciones para evaluar la gobernanza del agua y su aplicación en áreas seleccionadas españolas. Esta metodología se basa en la selección de un conjunto de aspectos (temas) a los que se les atribuye un valor de acuerdo con una escala, con o sin ponderación y una forma de agregación por partes y total. Es una manera de proceder habitual en muchos campos para llegar a un valor o conjunto de valores que facilite comparaciones y posicionamientos relativos a escala amplia. En general, los resultados son discutibles, ya que no es posible reflejar en uno o en unos pocos valores la muy variada realidad que se analiza mediante un conjunto de temas incompletos, en parte subjetivos y con pesos arbitrarios. Sin embargo, con un uso prudente y sin buscar valores absolutos, pueden ayudar a encontrar aspectos comunes, resaltar rasgos dominantes y establecer comparaciones cualitativas, aunque sean aspectos difícilmente integrables.

Lo que se hace en este capítulo es un primer intento para el que solo hay unos pocos precedentes a nivel mundial. En la sección 3.9 del capítulo 3 se relacionan los temas para un índice en cuanto a la seguridad hídrica, y en la sección 4.4 del capítulo 4 y en la sección 5.10 (tabla 5.2) del capítulo 5 se consideran algunas de las proposiciones que se encuentran en la bibliografía. El contenido varía según el objetivo y las condiciones particulares climáticas, hidrológicas y sociales del territorio en evaluación, principalmente respecto al énfasis y relevancia de los diferentes aspectos que considerar.

La FAO (FAO, 2015) propone las siguientes cuestiones para hacer un diagnóstico sobre la gobernanza del agua subterránea en un determinado acuífero:

- ¿Qué actuantes juegan un papel en la gestión y gobernanza del agua subterránea?
- Identificar algún actuante al que se pueda encomendar el liderazgo en la gestión del agua subterránea.
- ¿Cuál es el interés, capacidad y calidad del liderazgo político respecto al agua subterránea?
- ¿La posible agencia líder tiene capacidad, presupuesto y apoyos suficientes para su labor?
- ¿Qué categorías de interesados tienen interés en la gestión del agua subterránea y en qué papeles?
- ¿Cómo es la cooperación entre actuantes? (buena, razonable, mala, inexistente).
- ¿Cuál es el conocimiento entre los diferentes grupos de actuantes? ¿Hay alguna acción en curso?

- ¿Hay leyes especiales qua apoyen la gestión del agua subterránea y a qué hacen referencia? (propiedad del agua subterránea, extracciones, contaminación, etc.).
- ¿Qué regulaciones específicas se aplican para controlar las extracciones, contaminación, etc.?
- ¿Cuán efectivas son esas regulaciones en la práctica?
- ¿Hay políticas que se apliquen en la gestión del agua subterránea local? Si las hay, ¿qué objetivos tienen y a qué desafíos se refieren?
- ¿Existe un plan de gestión del agua subterránea del lugar y, si existe, a qué desafíos se refiere y qué desafíos no están considerados?
- ¿Incluye la financiación pública subsidios que apoyan o socavan el uso sustentable del agua subterránea?
- ¿En qué medida se ha evaluado el sistema acuífero?
- ¿Qué datos de observación existen y en qué aspectos?
- ¿Qué programas de observación están en curso, qué variables se observan y con qué resolución espacial y temporal?
- ¿Qué organización es la responsable de los datos de observación, gestión y divulgación? ¿Tiene esta organización un equipo humano, presupuesto y otros medios para llevar a cabo su tarea?
- ¿Los datos y conocimiento sobre el agua subterránea están disponibles públicamente?, ¿en qué forma?
- ¿La información sobre agua subterránea se comparte adecuadamente entre las agencias públicas y también entre los sectores público y privado?
- ¿Qué temas se han identificado como desafíos a la gestión del agua subterránea y cuáles se pueden usar para incitar a la mejora de la gobernanza del agua subterránea?
- ¿Cómo es la hidrogeología del área considerada?
- ¿Cuál es el papel, servicios e importancia del agua subterránea local?
- ¿Cuáles son las características socioeconómicas generales del área y cómo afectan al agua subterránea?
- ¿Cuál es el estado del desarrollo de la explotación del agua y del agua subterránea y de su uso y gestión?
- ¿La gobernanza general y el liderazgo político llevan a la gobernanza del agua subterránea?
- ¿Existe una visión de país o provincial sobre el agua subterránea?
- ¿Las grandes ciudades tienen o aspiran a tener un papel especial en la gestión y/o gobernabilidad del agua subterránea?
- ¿Existen asuntos transfronterizos?
- ¿Pueden afectar los cambios en la economía general al agua subterránea?

Una buena tentativa general de listado de temas para la evaluación del estado de gobernanza de un acuífero o sistema acuífero es la propuesta por Foster *et al.* (2009), partiendo del listado precedente. Ha sido el punto de partida de este trabajo. En la tabla 6.1 se da la traducción y adaptación de la tabla 2 de dicha publicación.

Tabla 6.1. Listado de los veinte principales criterios de evaluación que considerar en cuanto a la existencia y capacidad de gobernanza del agua subterránea de un acuífero o sistema acuífero (Foster *et al.*, 2009)

Criterios técnicos
1. Existencia de mapas hidrogeológicos básicos. Para identificar los recursos de agua subterránea
2. Delimitación de cuerpos/acuíferos de agua subterránea. Con la tipología
3. Red de observación piezométrica del agua subterránea. Para establecer el estado del recurso
4. Evaluación del riesgo de contaminación del agua subterránea. Para identificar el riesgo de degradación de la calidad
5. Disponibilidad de modelos numéricos de gestión del acuífero. Por lo menos preliminares para acuíferos estratégicos críticos
6. Red de observación de la calidad del agua subterránea. Para detectar la polución del agua subterránea
Criterios legales e institucionales
7. Permisos de perforación de pozos y derechos de uso del agua subterránea. Para grandes usuarios y con conocimiento del interés de los pequeños usuarios
8. Instrumentos para reducir la extracción de agua subterránea. Cierre/corrección de pozos en áreas críticas
9. Instrumentos para prevenir la construcción de pozos para agua en áreas sobreexplotadas o contaminadas
10. Sanciones a la operación ilegal de pozos de agua. Penalizar que se extraiga más de lo permitido
11. Extracción de agua subterránea y pago por el uso. Que los mayores usuarios paguen por el recurso
12. Control territorial de las actividades potencialmente contaminantes. Prohibición o restricción por riesgo para el agua subterránea
13. Tasas sobre la generación/vertido de contaminantes potenciales. Aportar incentivos para prevenir la contaminación
14. Agencia gubernamental a modo de custodio del recurso de agua subterránea. Con poderes para actuar intersectorialmente
15. Organizaciones para la gestión comunitaria del acuífero. Movilizar y formalizar la participación comunitaria
Criterios de política de coordinación intersectorial
16. Coordinación con el desarrollo agrario. Asegurar que el ahorro de agua sea real y que haya control de la contaminación
17. Planificación urbana/industrial considerando al agua subterránea. Para conservar y proteger los recursos de agua subterránea
18. Compensación por la protección del agua subterránea. Con restricciones en las actividades territoriales
Criterios operacionales
19. Participación pública en la gestión del agua subterránea. Efectividad para controlar la explotación y la contaminación
20. Existencia de un organismo de gestión del agua subterránea. Con medidas e instrumentos acordados

Nota: para el análisis de cómo las CUAS influyen en la buena gobernanza, Rica (2016) propuso unos criterios, que aquí también se tienen en cuenta, así como lo expuesto en MASE (2015).

6.2.
Criterios, aspectos y temas para evaluar

A partir de la propuesta de la sección 6.1 anterior y de lo expuesto en la sección 4.4 del capítulo 4, y considerando las peculiaridades españolas y la necesidad de detallar los aspectos que van más allá de los de las ciencias y técnicas hidrogeológicas, en la tabla 6.2 se establece la siguiente relación, en tres bloques de

criterios, cada uno formado por varios *aspectos* y estos con varios *temas* que evaluar. Para poder efectuar comparaciones, con la debida prudencia, debe aplicarse la misma tabla en todas las situaciones que se analizan, aun cuando algunos temas pudieran suprimirse o se puedan añadir otros que aparecen como relevantes.

Tabla 6.2. Relación de criterios, en tres bloques de criterios, cada uno con varios aspectos y estos con varios temas que evaluar

1. Criterios de conocimiento hidrogeológico básico
1.1. Conocimiento de la cantidad del sistema acuífero
1.1.1. Existencia de cartografía hidrogeológica y de su soporte geológico
1.1.2. Suficiente delimitación de las unidades hidrogeológicas, acuíferos y sistemas acuíferos
1.1.3. Existencia de suficientes buenas observaciones piezométricas espaciales y temporales
1.1.4. Elaboración periódica de la información hidrogeológica y de la recarga/balance de agua
1.1.5. Existencia de algún modelo del flujo suficiente y operativo
1.2. Conocimiento de la calidad del sistema acuífero
1.2.1. Existencia de cartografía de la calidad y del riesgo de contaminación
1.2.2. Existencia de suficientes y adecuadas observaciones de la calidad
1.2.3. Información sobre el estado del suelo y del medio no saturado
1.2.4. Existencia de algún modelo de calidad y transporte de masa suficiente y operativo
1.3. Conocimiento del estado del recurso de agua subterránea
1.3.1. Adecuado conocimiento de las captaciones y perforaciones existentes
1.3.2. Conocimiento y determinación de las extracciones y drenajes
1.3.3. Conocimiento del uso del agua subterránea
1.3.4. Conocimiento del coste de extracción
1.3.5. Observación y conocimiento de los resultados de la explotación
2. Criterios administrativos, legales y económico-sociales
2.1. Aspectos administrativos
2.1.1. Adecuado sistema de inventario y registro de autorizaciones y permisos de extracción
2.1.2. Existencia de control de extracciones y vigilancia de extracciones ilegales y no autorizadas
2.1.3. Vigilancia efectiva de acciones potencialmente contaminantes de los acuíferos
2.1.4. Posibilidad de suficiente vigilancia territorial
2.1.5. Administración del agua subterránea que sea experta y esté suficientemente dotada
2.1.6. Posibilidad de tasar las extracciones de agua subterránea de cualquier tipo
2.1.7. Posibilidad de tasar acciones contaminantes para el acuífero
2.2. Aspectos legales
2.2.1. Suficiente consideración de las aguas subterráneas en la normativa legal
2.2.2. Sistema eficiente de resolución de conflictos por vía normativa
2.2.3. Existencia y aplicación eficaz de sanciones por incumplimiento o acciones ilegales
2.2.4. Exigencia de responsabilidad por abusos en la cantidad y calidad, actuales o pasados
2.3. Aspectos económico-sociales
2.3.1. Recuperación de costes de la explotación del agua subterránea
2.3.2. Adecuado uso de los ingresos económicos por tasas en beneficio de los usuarios y del acuífero
2.3.3. Grado de conflictividad social entre usuarios y con la población
2.3.4. Suficiente financiación de la observación, estudios y elaboración de datos
2.3.5. Existencia de subsidios directos e indirectos para mejor uso del sistema
2.3.6. Disposición de los usuarios y la población al pago a cambio de mejoras o sostenibilidad

3. Criterios de gestión y buena gobernanza
3.1. Aspectos en relación con la gestión del agua subterránea
3.1.1. Existencia de un organismo responsable de la gestión
3.1.2. Disponibilidad de recursos humanos expertos y medios económicos para la gestión y observación
3.1.3. Existencia de comunidades de usuarios que participen realmente en la gestión
3.1.4. Participación efectiva de los usuarios en la gestión y observación y control
3.1.5. Consideración de las aguas subterráneas en la seguridad hídrica
3.1.6. Consideración y práctica de la gestión integrada de recursos de agua
3.1.7. Planes apropiados para mitigar sequías con agua subterránea de forma sostenible
3.1.8. Planificación hidrológica de la gestión infraestructural, efectos y financiación
3.1.9. Planificación hidrológica de la gestión no infraestructural, efectos e implantación
3.1.10. Planificación sin sobreconcesión de derechos de uso del agua subterránea
3.1.11. Gestión en el marco de restricciones acordadas con los usuarios
3.2. Aspectos de la gobernanza del agua subterránea
3.2.1. Participación de las instituciones de la sociedad civil
3.2.2. Capacidad del organismo de gestión para coordinarse con otras planificaciones
3.2.3. Coordinación eficaz con el sector agrícola
3.2.4. Planificación específica e integrada, compatible con la buena gobernanza
3.2.5. Fácil acceso y transparencia en la información
3.2.6. Elaboración de información para hacerla accesible y comprensible a los no expertos
3.2.7. Existencia de un órgano independiente que evalúe los aspectos ético-morales
3.2.8. Consideración de la equidad territorial y temporal al acceso a los recursos de agua
3.2.9. Existencia de una institución para lograr y conservar la buena gobernanza
3.2.10. Minimización de las interferencias políticas y de sindicatos

Nota: Las valoraciones van desde 1 para las situaciones más desfavorables a 5 para las mejores.

6.3. Valoración de los temas

Para valorar cada tema se propone una escala de 5 puntos (1 a 5) que considera las situaciones desde peor a mejor, de menos a más.

Tabla 6.3. Puntuación para valorar los temas

1 = no, inexistente, desconocido, no interesa
2 = incipiente, solo para una primera aproximación, escasa influencia
3 = parcial, es insuficiente
4 = mejorable, válido como aproximación
5 = sí, satisfactorio, suficiente
0 = no se conoce o no se responde; el tema no entra en la valoración global

6.4. Metodología para la valoración global

Para caracterizar el estado de explotación de una masa de agua subterránea, acuífero o sistema acuífero, en los planes hidrológicos se utiliza el índice de explotación, IE = B/R, en la que B son las extracciones

totales anuales y R la recarga total anual en las condiciones de explotación del momento, lo que es especialmente importante en acuíferos conectados a ríos y con transferencia de agua por los límites. B incluye los bombeos y otras extracciones, como las que se producen mediante galerías y drenes y para controlar el ascenso del nivel freático en determinadas áreas del terreno u obras civiles y de vivienda y el agua captada en el área que se exporta a lugares fuera de la zona considerada.

IE varía entre ~ 0 si casi no hay explotación y → 1 si hay consumo neto de reservas de agua subterránea. Pero este índice no refleja bien la situación de estrés hídrico del sistema, ya que no tiene en cuenta la importancia de la descarga de agua al mar o a las aguas superficiales continentales que se produce al mismo tiempo, ni el progresivo consumo de reservas, ni la importancia de los efectos ecológicos y sobre los usos del agua. Por esta razón se propone utilizar un índice con varios componentes que represente el estrés hídrico y que se evalúa en cada caso de estudio y se matiza según la tabla 6.4.

A los efectos considerados se observan los siguientes índices referidos al sistema acuífero que se evalúa, derivados del balance de agua del acuífero o MASb que se estima en un determinado momento. Estos valores pueden tener gran incertidumbre en su valoración y en su concepto:

- Índice de explotación simple: IE = B/R.
- Índice de explotación ampliado: IEa = (B + Di)/R, siendo Di la descarga inevitable que se produce naturalmente en el estado de exploración del acuífero del momento y que no se haya tenido en cuenta en B. Según los casos, Di incluye la evaporación de agua subterránea en áreas de nivel freático muy somero, la descarga a manantiales que subsisten y la salida periférica al mar, y se incrementa por las restricciones administrativas, por razones ecológicas o de otro tipo.
- Índice de estrés hídrico: IEh = (B + Di)/(R - V), siendo V el consumo medio anual de reservas, que se considera como una disminución interna de la recarga. V es de relevancia cuando hay grades descensos de nivel sostenidos y minería del agua subterránea. Cuando hay una tendencia sostenida a la recuperación de niveles en el tiempo considerado, tras un periodo de explotación intensa, V es negativa.

En los casos en que el área considerada recibe aportes adicionales de agua (importada, desalinizada del mar, regenerada), hay que diferenciar el estrés hídrico en el área del que corresponde al sistema acuífero. Este último valor tiene poco sentido en sistemas de recursos hídricos integrados, salvo para analizar problemas de calidad o ecológicos o geotécnicos, en sí mismos o en relación con la normativa. En función de estos efectos, se puede matizar el índice de estrés hídrico ponderando por el peso de varios temas, como se incluye en la tabla 6.4.

Tabla 6.4. Determinación de un índice de estrés hídrico normalizado y correcciones

Índices normalizados	Rango	Comentarios
Índice de explotación i = B/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	1 a 5	
Índice de explotación ampliado i = (B+Di)/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	1 a 5	
Índice de estrés hídrico i = (B+Di)/(R-V), de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	1 a 5	
Términos de modulación		
Afección a cantidad del agua de descarga utilizable	1 a 5	Nada a gran afección por disminución del agua de descarga

Índices normalizados	Rango	Comentarios
Afección a calidad del agua de descarga utilizable	1 a 5	Nada a gran afección por empeoramiento serio de la calidad del agua de descarga
Efectos ecológicos	1 a 5	Nada a gran afección, que incluye la descarga al mar y al continente
Afección a garantía del abastecimiento no agrícola	1 a 5	Nada a gran afección a abastecimientos urbanos, turísticos o industriales
Afección a garantía del abastecimiento agrícola	1 a 5	Nada a gran afección por secar pozos agrícolas
Efectos geotécnicos negativos	1 a 5	Nada a gran afección por subsidencia, deslizamientos y otros
Promedio de los términos, p	1 a 5	No se corrige por dispersión de valores
Factor de corrección f = (9 - p)/4	0 a 1	
Índice de estrés hídrico corregido IEhc = f·(B+Di)/(R-V)	1 a 5	

Nota: Valores entre 1 = nulo o no significativo y 5 = mucho. B = extracción; R = recarga; V = reserva anual usada. Valores 1 a > 5; si > 5 se anota como 5. En las aplicaciones a las áreas piloto hace referencia al estrés hídrico del acuífero o sistema acuífero. El del conjunto de recursos puede ser muy diferente.

El promedio p es para modular el estrés. Para convertirlo en un factor de corrección del índice de estrés hídrico, que se define arbitrariamente entre 1 y 2, se aplica una relación lineal inversa con los puntos de control f = 1,0 para p = 5,0 y f = 2 para p = 1,0.

El contenido de la tabla de valoraciones (tabla 6.2) se compone de respuestas identificadas por tres dígitos: i, j, k y cinco opciones de respuesta en cada apartado, designadas 1 a 5. Aquí no se pondera cada valoración de acuerdo con la importancia que se le asigne, pero si conviene puede hacerse de forma fácil.

- k tema: k = 1 a N.
- j aspecto: j = 1 a J.
- i criterio: i = 1 a I.

Para llegar a un valor final conjunto se calculan las medias m de cada agrupación en temas y aspectos, y para las agrupaciones de temas se considera la variabilidad σ mediante una estimación grosera de la desviación estándar. Un grupo homogéneo tiene un coeficiente de variación CV = σ/m pequeño (próximo a 0) y se considera que la media lo representa bien, pero si es grande se asume que una mejor representación es m – σ.

Se propone el siguiente método para estimar groseramente la σ de una agrupación: a) eliminar los valores mayor y menor, b) anotar d = puntos de diferencia entre los valores mayor y menor de entre los no eliminados y c) hacer σ = d/2, con solo un decimal y redondeado a la baja.

El procedimiento que se propone es:

- Valor del aspecto ij: dos valores; $v_{ij} = m_{ij}$ y $v_{ij} = m_{ijk} - d/2$. Tabulados como X → x.
- Valor del criterio i: $v_i = m_{ij}$ para los dos valores del aspecto, sin considerar la variación.
- Valor bruto de la gobernanza: $g = m_i$ para los dos valores del criterio, sin considerar la variación; varía entre 1 y 5.

El valor bruto de la gobernanza no tiene en cuenta el estado de explotación del acuífero. Un valor pequeño, por ejemplo 2, en un acuífero poco explotado y con buena calidad del agua se puede considerar buena gobernanza, ya que no hay necesidad de actuaciones avanzadas, mientras que dicho valor en un acuífero muy intensamente explotado o con minería del agua subterránea indica una pobre gobernanza.

El promedio p es para modular el estrés y la seguridad hídricas. Para convertirlo en un factor de corrección de la evaluación de la gobernanza f, que se define arbitrariamente entre 1 y 2, se aplica una relación lineal inversa con los puntos de control f = 1,0 para p = 5,0 y f = 2 para p = 1,0. Así, f = (9 - p) / 4. La gobernanza corregida = f · gobernanza, entre 1,0 y 5,0.

La evaluación del criterio 3.1 (tabla 6.2) hace referencia a la gestión hídrica, que es un valor interesante por sí mismo.

La evaluación del estrés hídrico se basa en la cantidad del agua, que suele ser el aspecto dominante primario en áreas áridas y semiáridas. Pero esto es una visión parcial y frecuentemente insuficiente, ya que la salinidad y calidad son otros aspectos clave, susceptibles de deterioro y de muy difícil reparación si no es con costes elevados. Este tema no se aborda aquí. Es difícil determinar un índice para valorar el estrés hídrico por calidad, que requiere conocer la calidad natural (calidad de base) y el uso del agua captada, puesto que cada uso tiene sus requisitos.

6.5.
Territorio sobre el que se evalúa la gobernanza global

Para que la gobernanza del agua subterránea tenga sentido práctico debe referirse a un territorio bien definido, que debe conjugar apropiadamente los límites hidrogeológicos con los administrativos e institucionales. Cada caso debe analizarse individualmente. La evaluación de la gobernanza se puede considerar a distintas escalas, si bien puede tener poco sentido real cuando la escala es de gran detalle o hace referencia a un territorio amplio y variado.

En la situación española, una referencia apropiada puede ser la de los sistemas de gestión de las aguas subterráneas establecidas en los planes hidrológicos o fracciones de los mismos que estén bien definidas hidrogeológica, administrativa e institucionalmente. Según los casos, esta fracción puede ser el acuífero o sistema acuífero o la masa de agua subterránea, aunque puede ser que los límites no estén bien definidos en cuanto a los considerandos que tener en cuenta. Entre esas fracciones, la masa de agua subterránea (MASb) puede ser en ocasiones inadecuada.

Desde un punto de vista institucional, un territorio pequeño suele ser parte de un territorio más extenso en el que ya suele haber instituciones, una de las cuales pueden asumir el rol de institución de gobernanza del agua subterránea. Pero en territorios pequeños también puede haber alguna institución local capaz de asumir dicho rol, por delegación estatutaria de la institución superior.

6.6.
Selección de áreas piloto

En todo el territorio español peninsular e insular hay muchas áreas de interés para analizar la buena gobernanza del agua subterránea. Aunque se puede partir de lo contenido en los distintos planes hidrológicos intercomunitarios e intracomunitarios, esta es una labor ardua y lenta que requiere poner a disposición suficientes recursos humanos y económicos. Por esta razón, aquí se considera un conjunto

reducido de situaciones, lo más variada posible, a sabiendas de que importantes sistemas acuíferos españoles no se analizan. La selección de áreas piloto es la de la tabla 6.5 y su ubicación se muestra en la figura 6.1.

Tabla 6.5. Relación de áreas piloto seleccionadas para evaluar la buena gobernanza de las aguas subterráneas

1. Baix Llobregat (Barcelona, cuencas internas de Cataluña)	Sistema acuífero intensamente explotado, con integración de recursos de agua, gestión de la recarga y de la explotación e instituciones pioneras
2. Campo de Cartagena y Mar Menor (Murcia, cuenca del Segura)	Sistema acuífero intensamente explotado, con minería del agua subterránea, salinización y contaminación agrícola y una importante laguna litoral con degradación de la calidad del agua
3. Campo de Dalías (poniente almeriense, Almería, cuencas mediterráneas andaluzas)	Sistema acuífero intensamente explotado, con minería, salinización parcial y contaminación agrícola
4. Cuenca del Bérchules-Careos de Sierra Nevada (Granada, cuencas mediterráneas andaluzas)	Acuífero gestionado desde antiguo para hacer sostenible la explotación, favoreciendo la recarga para paliar el estiaje
5. Acuífero insular de Tenerife (islas Canarias)	Captación no sostenible de agua subterránea mediante galerías de medianías y con comercio del agua
6. Acuífero insular de Gran Canaria (islas Canarias)	Captación de agua subterránea mediante pozos profundos en medianías y con comercio del agua
7. Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, PNOMP (Huesca, cuenca del Ebro)	Conjunto de acuíferos casi en estado natural, pero con riesgo de sequías y de contaminación local
8. Acuíferos del Alto y Medio Vinalopó y su relación con los del Altiplano murciano	Acuíferos carbonatados del sudoeste de Alicante (Alicante, cuenca del Vinalopó, cuenca del Júcar) y los compartidos con la vecina cuenca del Segura, al oeste, intensamente explotados, con minería del agua subterránea y gestión por aporte de recursos de agua exteriores
9. Sistema acuífero de Medina del Campo (MASb Medina del Campo)	Acuíferos detríticos entre el río Duero y la Sierra de Gredos, en la provincia de Ávila, entre otras dos MASb de la parte S de la demarcación del Duero, intensamente explotados y con notables descensos de nivel



Figura 6.1. Ubicación aproximada de ocho de las áreas piloto. La novena, Medina del Campo, está entre Ávila y Valladolid, en la comunidad de Castilla-León

6.7. Contenido general de cada área seleccionada

Cada área piloto es objeto de una presentación enfocada a la evaluación de la gestión y gobernanza del agua subterránea, con el índice de contenido general orientativo de la tabla 6.6, modificable de acuerdo con la situación particular e información disponible. En cada área piloto se acompaña una tabla de características generales y las tablas de valoraciones.

Tabla 6.6. Índice de contenido general de cada área piloto seleccionada

1. Antecedentes y características hidrogeológicas del área
2. Estado de la explotación y uso del agua subterránea
3. Situación administrativa y legal de los recursos de agua subterránea
4. Evolución histórica
5. Instituciones existentes para la gestión del agua subterránea
6. Estado actual de la gestión del agua subterránea
7. Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos
8. Agua subterránea en la gestión integrada de los recursos de agua y la seguridad hídrica
9. Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real
10. Posibles líneas maestras de actuación para la sostenibilidad y la buena gobernanza a largo plazo
11. Conclusiones
12. Referencias específicas

Nota: en el capítulo que corresponde a cada área piloto, las evaluaciones se hacen considerando en primer lugar el estado de estrés hídrico, luego la evaluación de la gestión y finalmente de la gobernanza.

6.8. Referencias

FAO (2015). *Shared global vision for Groundwater Governance 2030 and a call-for-action*. Revised edition, March 2016.

Foster, S., Garduño, H., Tuinhof, A. y Tovey, C. (2009). *Groundwater governance: conceptual framework for assessment of provisions and needs*. Sustainable Groundwater Management: Contributions to Policy Promotion. Strategic Overview Series 1. GW-MATE/The World Bank/Water Partnership Program: 1-17.

MASE (2015). *Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: minería del agua subterránea en España*. Preparado por E. Custodio para UPC y AQUALOGY-Cetaqua, Barcelona: 1-488. http://hdl.handle.net/2117/111272

Rica Izquierdo, M. (2016). *Análisis de las acciones colectivas en la gobernanza del agua subterránea en España*. Tesis doctoral. Departamento de Geodinámica, Facultad de Ciencias Geológica, Universidad Complutense de Madrid: 1-176.

07

Sistema acuífero del Baix Llobregat



Nota preliminar: se presentan los rasgos principales de esta área piloto para encuadrar sus características, pero no se hace referencia expresa a todos los conceptos contenidos en los temas que evaluar, ya que sería una tarea muy superior a la pretendida y para la que en muchos casos no hay referencias disponibles o de fácil acceso. Por esta razón, parte de las evaluaciones son de conocimiento experto, sometidas al filtro de los posibles revisores y con el riesgo de cierta subjetividad.

7.1.
Antecedentes y características generales del Baix Llobregat

Las características generales del Baix Llobregat se indican en la tabla 7.1.

Tabla 7.1. Características generales del Baix Llobregat

Datos geográficos	Longitud 1°59'E-2°10'E	Latitud 41°16''N-41°26'N	Coord. Cornellà 2°03'E y 41°21''N
	Rango altitudes 0-22 m	Altitud de Cornellà 7	Superficie Delta: 100 km^2 Valle bajo: 56 km^2
Acuíferos	Tipos de acuíferos Valle bajo: libre Delta: libre y confinado	Formaciones dominantes Aluviales y deltaicas con clastos de carbonatos	N.º de MASb 1
Temperatura media °C en Cornellá		Media 15,4	Rango de la media mensual 9-24
Precipitación media mm/a	En áreas interiores 650	En Cornellà 600	En áreas costeras 600

Términos del balance medio de agua, hm³/a	Recarga precipitación 20	Infiltración fluvial 25	Retornos riego 5
	Recarga artificial 3	Recarga total R 53	
	Descarga natural interna y externa, D 0	Extracciones, B 53	Descarga inevitable, Di 0
	Consumo medio de reservas V 0	Agua exportada Al Barcelonés, integrada	
Aporte de agua, hm³/a	Importada al Baix Llobregat 0	Desalinización Capacidad 60	Regenerada 18 ambiental + 12 otros
Socioeconomía	Población Baix Llobregat 800.000 AMB 3.000.000	Renta per cápita (VAB) 39.000 Đ/año	Actividad principal Urbana, servicios e industrial
Instituciones	Autoridad del agua General er Local no hay	Asociaciones de usuarios CUADLL	Comunidades aguas subterráneas CUADLL
Mercados de agua	Generales No hay	De aguas subterráneas No hay	Comercio informal No hay
Calidad agua subterránea	Salinidad Algo alta	Componentes Dureza y Cl	Intrusión marina controlada
Contaminación agua subterránea	Causas principales Diversa, controlada	Contaminación diversa residual, TCE, PCE, ETBE	

Nota: datos redondeados de la década de 2010 (MASE, 2015; SASMIE, 2017).

El conjunto del delta y valle bajo del río Llobregat está situado en el área metropolitana de Barcelona (figura 7.1), que tiene una población total de unos 3,2 millones de habitantes, con importantes actividades industriales, de servicios y de transporte (aeropuerto, puerto, carreteras, ferrocarriles), además de agricultura intensiva allí donde la expansión de la urbanización y ocupación de territorio para servicios está contenida. En el centro del delta está el aeropuerto, en el término municipal de El Prat de Llobregat. La extensión lateral moderna del puerto de Barcelona está en la porción costera NE.

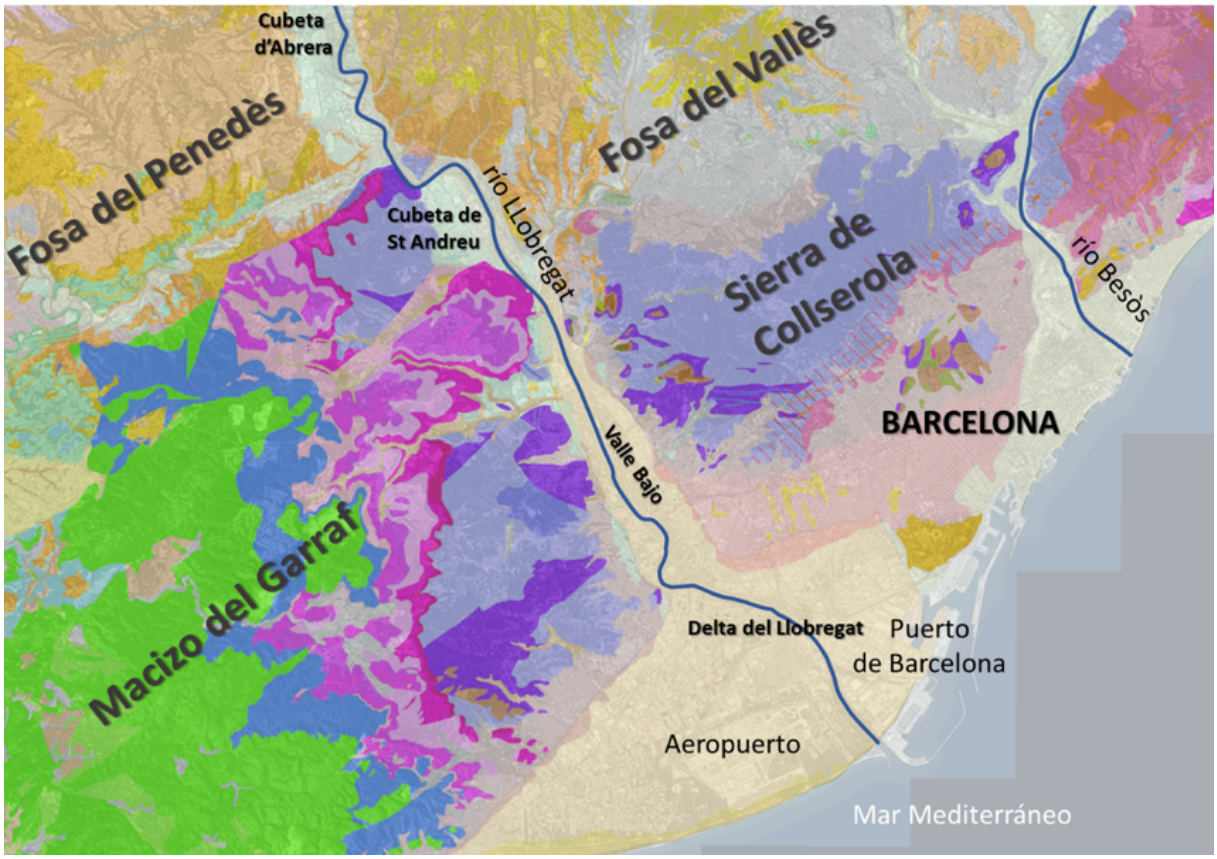


Figura 7.1. Situación general del Baix Llobregat, entorno geológico y ámbito de los acuíferos

El conjunto está constituido por formaciones fluvio-deltaicas costeras cuaternarias que contienen acuíferos bien conectados al río y que tienen condiciones hidrodinámicas que han permitido desplazar las aguas salinas y salobres contenidas en la parte de sedimentos depositados en ambiente marino a finales del Pleistoceno y sustituirlas por agua dulce, aunque con algunas modificaciones hidroquímicas.

Los acuíferos importantes son los aluviales asociados al río Llobregat entre la costa y Pallejà, en lo que se denomina Baix Llobregat. Se trata a grandes rasgos de tres unidades hidrogeológicas relacionadas: 1) valle bajo (Vall Baixa, VB) entre Pallejà (estrecho de Pallejà) y Sant Joan Despí-Sant Boi (estrecho de Cornellà), 2) acuífero superior (superficial, AS) del delta del Llobregat y 3) acuífero inferior (profundo, AP) del delta del Llobregat (ápice del delta). Los tres se unen en el estrecho de Cornellà y los dos del delta lo hacen además a lo largo de las áreas próximas a los pies de las elevaciones que enmarcan el conjunto. Forman un sistema acuífero. La extensión del área es pequeña, con unos 100 km^2 en el delta propiamente dicho a lo largo de 12 km de costa y 56 km^2 en el valle bajo. Los acuíferos VB y AP forman el acuífero principal del Baix Llobregat.

El sistema acuífero es una importante fuente de agua dulce para el área metropolitana de Barcelona, a pesar de la pequeña extensión superficial, siempre y cuando haya suficientes reservas y se controle la intrusión marina. La intrusión marina afecta directamente al AP y solo localmente al AS, pero no al VB. Las extracciones deprimen los niveles piezométricos del AP. Gran parte de la recarga al sistema se produce en el VB.

Se dispone de estudios geológicos e hidrogeológicos del área desde finales del siglo XIX (Santa María y Marín, 1910; varios escritos sobre los pozos artesianos), pero sin apoyo de sondeos y perfiles de pozos hasta la década de los sesenta, cuando se iniciaron los trabajos y reconocimientos mecánicos del estudio Besós-Llobregat (MOP, 1966; Llamas y Molist, 1967), realizados por el hoy extinto Servicio Geológico de Obras Públicas (SGOP) y la Sección de Estudios de la Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental (CAPO), antecesora de la Junta d'Aigües y actual Agència Catalana de l'Aigua. Existen numerosos trabajos posteriores en cuanto a la geología y su extensión submarina (Marqués, 1975, 1984; Serra Raventós y Verdaguer Andreu, 1983; Gámez, 2007; Gámez *et al.*, 2009), hidrogeología (PHPO, 1985; Manzano *et al.*, 1986; Queralt *et al.*, 2006), modelación numérica (REPO, 1971; Cuena y Custodio, 1971; Iribar *et al.*, 1997; Vázquez-Suñé *et al.*, 2006), hidrogeoquímica e isotopía ambiental (Custodio 1967a, 1967b, 1968; Custodio *et al.*, 1971; Iribar *et al.*, 1986; Iribar y Custodio, 1992) y análisis del funcionamiento e intrusión marina (Bayó *et al.*, 1977; Custodio, 1981, 1987, 2002).

Las formaciones del valle bajo consisten en el apilamiento de sucesivas terrazas fluviales en relación con los cambios climáticos a lo largo del Cuaternario, y las del delta del Llobregat son el resultado de las fluctuaciones del nivel del mar en el mismo periodo, con episodios de descenso a finales del Pleistoceno (hace unos 18.000 años) de unos 120 m respecto a la actual posición. La erosión fluvial en época de niveles bajos creó un espacio que posteriormente, con el ascenso del nivel del mar, se rellenó con aportes terrígenos. Cada fluctuación supuso un periodo de erosión (excavación) que destruyó total o parcialmente lo anteriormente construido, para ser de nuevo rellenado. La zona costera es moderadamente subsidente por compactación natural y favorecida por el descenso de niveles piezométricos.

El aporte de sedimentos fluviales, frecuentemente arcillas, limos y arenas, incluye gravas, gravas gruesas y bolos, dada la notable energía del río por la notable pendiente de su cuenca y la importancia de los eventos torrenciales, así como la naturaleza de los materiales que propician tamaños grandes de los clastos. Los materiales más groseros se depositaron en el valle bajo y proximidades de la costa. A medida que se entra en el tramo final del río y en el mar, primero se depositaron sedimentos arenosos, luego limosos y finalmente arcillosos. La variación del nivel del mar supuso una variación de la línea de costa en un mar con mareas pequeñas, lo que facilitó el apilamiento de materiales. Partiendo de una posición mínima del nivel del mar, sobre la superficie de erosión se depositaron materiales groseros que, a medida que la costa retrocedía, se hacían cada vez más finos hasta consistir en arenas finas, limos y arcillas. Cuando el mar se estabilizó en una posición alta y el espacio costero fue rellenado, se formó una amplia llanura aluvial costera que contiene gravas y arenas del cauce divagante del río y sus diques, arenas eólicas de cuerpos dunares, depósitos finos de inundación de crecidas del río y sedimentos de relleno de las posibles lagunas que se forman tras las barras arenosas costeras de origen eólico y litoral combinado.

Los sedimentos más recientes se apilan sobre la última superficie de erosión. De abajo arriba consisten en: 1) gravas y arenas depositadas con la costa alejada respecto a la posición actual, 2) arenas finas, limos y arcillas y 3) depósitos de gravas, arenas fluviales y eólicas y limos del delta actual, que en el delta y valle bajo están cubiertos por sedimentos limoso-arcillosos de llanura de inundación. Se encuentran: a) niveles groseros profundos, no necesariamente continuos espacialmente a lo largo de la costa, b) cuña de limos y arcillas intermedios que no llegan al valle bajo y bordes del delta y c) formaciones superiores del delta actual, variables espacialmente.

Los acuíferos del valle bajo y delta del Llobregat están en los niveles de gravas y arenas. Las arenas finas y limos se comportan como acuitardos y las arcillas son impermeables a efectos prácticos y contienen agua que en buena parte es marina relicta.

Macroscópicamente, el valle bajo (VB) se comporta como un acuífero aluvial libre formado por varias terrazas fluviales. Al llegar al delta, en Cornellà, este acuífero se divide en dos, separados por una cuña

de limos (CL) de espesor creciente hacia la costa, uno somero (acuífero superior o superficial, AS), que cubre gran parte del delta, y otro profundo (AP), confinado bajo la cuña de limos. El acuífero profundo es el más importante del delta. No es continuo sino variable lateralmente, con espesores que decrecen desde unos 40 m en el extremo final del valle bajo hasta menos de 10 m en la costa, que se adelgaza aún más mar adentro, y con áreas en que apenas se depositó. Frente al centro de la línea de costa del delta, el acuífero profundo toma contacto con los sedimentos de fondo marino a una distancia de unos 4 km mar adentro (Serra Raventós y Verdaguer Andreu, 1983; Gámez *et al.*, 2009).

Administrativamente, el Baix Llobregat está en la demarcación fluvial de las cuencas internas de Cataluña (anteriormente cuencas del Pirineo oriental), de 16.438 km^2 y 7,1 millones de habitantes. El conjunto está dividido en veintiocho unidades hidrológicas (PHCFC, 2021), una de las cuales es el Baix LLobegat, en el extremo inferior de la cuenca del río Llobregat, junto y al oeste de Barcelona (comarca del Barcelonés). Tiene una planta de desalinización de agua del mar de 60 hm^3/año de capacidad, que se utiliza como apoyo en sequías, y dos grandes plantas de tratamiento de aguas usadas con posibilidad de producir agua regenerada. Al Barcelonés llega el trasvase del río Ter, al NE, aunque actualmente no entrega aguas a la cuenca del Llobregat.

El Baix Llobregat es la MASb 39: delta del Llobregat y Vall Baixa del Llobregat, de 156 km^2. Limita aguas arriba con la MASb 38: cubeta de Sant Andreu, de 10 km^2, y lateralmente con la MASb 36: Baix Besós y Pla de Barcelona, de 79 km^2. En el Baix Llobregat se consideran tres acuíferos, los designados anteriormente como valle bajo, superficial del delta y profundo del delta. Existen la Comunidad de Usuarios de la Cubeta de Sant Andreu de la Barca y la Comunidad de Usuarios del Valle Bajo (Vall Baixa) y delta del Llobregat (CUADLL).

7.2.
Estado de la explotación y uso del agua subterránea

Hasta finales del siglo XIX apenas hubo explotación de agua subterránea. Se limitaba a pozos con norias en el valle bajo para el riego de espacios no servidos por los canales de riego que están a un lado y otro del río Llobregat y que habían sido construidos pocos años antes. Además, existe un conjunto de canales de drenaje (correderas) en el sector oeste del delta, para abatir los niveles freáticos y permitir el cultivo de los campos con tendencia a encharcarse, y para facilitar la conducción al mar de las aguas de tormenta locales y las procedentes del borde montañoso y actualmente de excedentes de riego. Esta agricultura con canales y correderas permitió reducir las aguas estancadas y con ello el paludismo.

Hacia finales del siglo XIX, para el abastecimiento de Barcelona se construyeron pozos de gran diámetro, con maquinaria de bombeo accionada por vapor, en el tramo final del valle bajo (Cornellà-Sant Joan Despí).

Los primeros pozos profundos tubulares fueron construidos a hinca-percusión en El Prat de Llobregat, en el centro del delta, a finales del siglo XIX y principios del XX. Eran inicialmente surgentes ("artesianos"), pudiendo alcanzar alturas piezométricas de varios metros sobre el terreno, con caudales de hasta varios L/s (Ferret, 2006; Santa María y Marín, 1910). Esto permitió abastecer con agua dulce de buena calidad a la población local, que hasta entonces había tenido serios problemas de cantidad y calidad del agua. Después se construyeron muchos otros pozos surgentes para usos urbanos, rurales e industriales. Poco a poco la altura de surgencia fue disminuyendo, hasta cesar. Para paliarlo se instalaron bombas centrífugas, y en los pozos domésticos pequeñas bombas de pistón de accionamiento manual o eléctrico. Por esta causa se desaceleró la construcción de nuevos pozos de este tipo.

Los pozos de gran caudal de abastecimiento a Barcelona se electrificaron y se construyeron otros veintidós nuevos, con extracción de agua subterránea casi en continuo. También en El Prat de Llobregat, en las márgenes derecha e izquierda del delta y áreas periféricas del delta, se instalaron factorías de gran demanda de agua en las décadas de los cincuenta y sesenta, con pozos eficientes, capaces de bombear varias decenas de L/s cada uno. Se inició una extracción intensiva del agua subterránea que dura hasta la actualidad, aunque ha ido disminuyendo paulatinamente. En la década de los setenta se llegó a una extracción total en el acuífero principal del valle bajo y delta de hasta 120 hm^3/año, que es un enorme caudal para un área pequeña. En la actualidad la extracción se reduce a 40-60 hm^3/año, variables de un año a otro en función del conjunto de recursos de agua disponible, ya que el acuífero está parcialmente integrado como uno de los componentes del sistema de abastecimiento de agua del área metropolitana de Barcelona. La figura 7.2 muestra la evolución de las extracciones y de la gestión de la recarga en el acuífero principal del Llobregat. La utilización del acuífero del Baix Llobregat y delta ha ido evolucionando desde dominantemente industrial (1965-1995) hasta principalmente para abastecimiento urbano, con un uso agrícola minoritario.

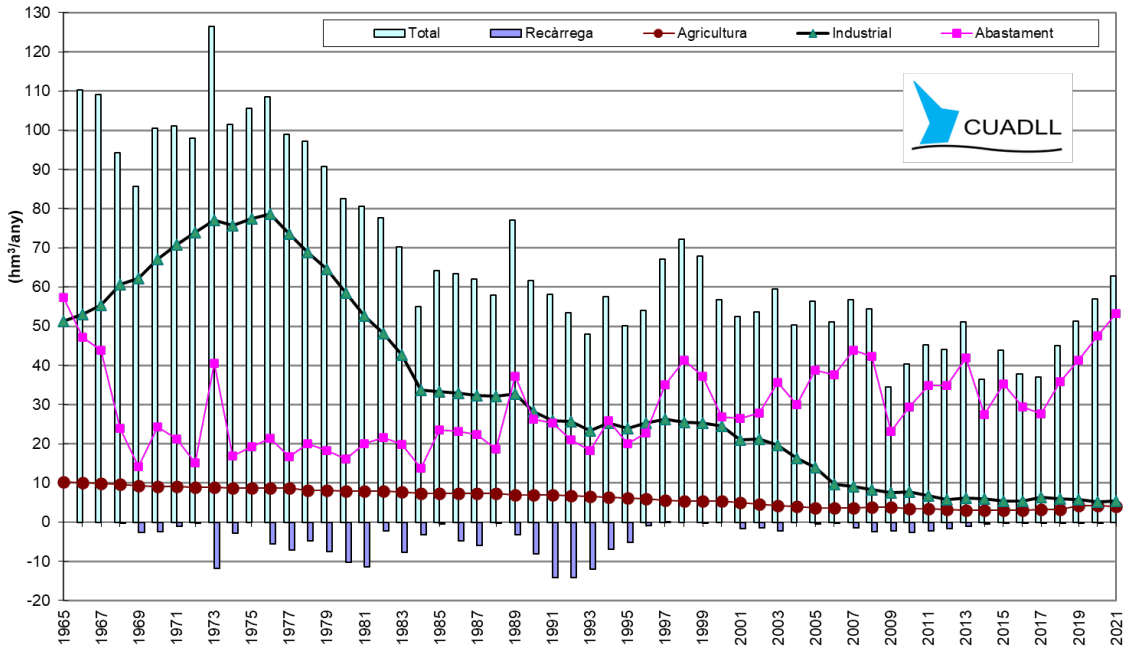


Figura 7.2. Evolución de las extracciones y de la gestión de la recarga en el acuífero principal del Llobregat (CUADLL)

Una gran parte de la recarga del sistema acuífero procede de la infiltración de agua del río Llobregat en el valle bajo y de retornos de riego con agua superficial, si bien este último componente ha ido decreciendo notablemente. Con la construcción en 1962 de una planta de potabilización del agua del río Llobregat para el abastecimiento de Barcelona, los pozos de abastecimiento en el valle bajo quedaron como complemento en épocas de sequía, de mala calidad del agua fluvial o de avería en las instalaciones. Esto comporta años de escaso bombeo y otros de bombeo intenso para abastecimiento urbano.

El descenso de niveles del agua en los pozos del delta supuso un encarecimiento del agua extraída, pero en especial una penetración de agua marina al acuífero profundo. La consecuencia ha sido el abandono de muchos pozos y esfuerzos cada vez mayores para disminuir el uso de agua subterránea, sobre todo en el uso industrial, que pasó de ser el uso mayoritario en la década de los setenta (hasta el 75% de las extracciones) a ocupar tan solo un 10% actualmente. Esto explica la reducción progresiva de las

extracciones, impulsada por la Administración y propiciada por cambios en el tipo de industria local y la toma de conciencia de los grandes extractores en cuanto al uso sustentable del acuífero.

Antes del inicio del siglo XX el sistema acuífero del Baix Llobregat estaba en estado casi natural. En esta situación el río era ganador a lo largo del valle bajo. La recarga era por la lluvia en las terrazas altas y pequeños acuíferos laterales del valle bajo e infiltración de las escorrentías de los pequeños tributarios en ese tramo y de los excedentes de riego con agua de canales que toman agua del río. La descarga se hacía principalmente al llegar al delta, con áreas de manantiales difusos y encharcamientos. La recarga del acuífero superior del delta se producía de manera similar, dando origen a humedales y lagunas en el área costera.

Una peculiaridad del Baix Llobregat es que la altitud del río al inicio del delta del Llobregat es superior a lo que hace falta para contrarrestar la presión del agua marina más densa donde el acuífero aflora en el fondo marino (Custodio, 1987). Esto explica que los primeros pozos profundos construidos fuesen surgentes y que el agua del acuífero profundo fuera dulce en buena parte del delta.

Con la explotación intensiva de los acuíferos, el comportamiento cambió drásticamente. La situación en las décadas de los setenta y ochenta, las de mayor extracción de agua subterránea, era de notable descenso del nivel del agua subterránea a causa de los bombeos. Las extracciones en el valle bajo y la transferencia subterránea de agua al acuífero profundo del delta hicieron que el nivel freático del acuífero del valle bajo quedase por debajo del nivel del río, de modo que el río quedó colgado por encima del nivel freático y la infiltración de agua fluvial pasó a realizarse a través del medio no saturado. Así, la recarga principal pasó a ser por infiltración fluvial, variable a lo largo del año, y por infiltración de excedentes de riego en los campos de cultivo regados con los canales, donde se aplicaban altas dotaciones de riego. La anterior gran importancia de los excedentes de riego ha disminuido actualmente al haber decrecido tanto las dotaciones de riego como la superficie regada, por mayor ocupación del territorio por la población, vías de comunicación y diversas instalaciones y cambios en las prácticas agrícolas. Esto hace que los aportes laterales a las formaciones aluviales hayan aumentado su importancia relativa.

Las fluctuaciones de nivel a lo largo del año y de un año a otro son de varios metros, lo que supone una variación del agua almacenada en el acuífero, estimable en unos 10 hm^3 por metro de cambio de nivel, esencialmente en el valle bajo, aunque también en las franjas laterales del delta, donde los dos acuíferos se unen. Así, el conjunto actúa a modo de embalse regulador con capacidad de hasta 150 hm^3 (Vilaró, 1967; Custodio y Llamas, 1976/1983; Custodio, 1983) y tiempo medio total de renovación, incluyendo a la zona no saturada, de dos a cuatro años.

En el acuífero superior del delta los niveles piezométricos están por encima del nivel del mar y solo en los bordes se tienen valores negativos por transferencia de agua al acuífero del valle bajo y profundo del delta, pues allí el acuitardo intermedio o no existe o lo permite.

La situación en el acuífero superior del delta, después de que se instalase la parte regada con canales, ha cambiado poco al no existir extracciones significativas de agua subterránea para riego y abastecimiento, aunque ha sido alterado localmente a causa de los drenajes de las infraestructuras enterradas y del aeropuerto. Los túneles ferroviarios (túneles de cercanías, del AVE, de ferrocarriles de la Generalitat y dos líneas de metro) son en parte barreras al flujo, con niveles freáticos que pueden ser diferentes a un lado y otro del túnel, aunque se han incorporado dispositivos de corrección, pero en ciertos tramos son importantes drenes en bombeo continuo para evitar que se inunden. Actualmente se trabaja para reducir estos drenajes. Las abundantes lagunas y humedales costeras, de importancia ecológica, han mermado por diferentes causas, entre ellas las de menor aporte de agua subterránea por el acuífero superficial. Esto hace variar sus características químicas y de salinidad y requiere medidas adecuadas de protección

y aportaciones complementarias de agua de otro origen. Muchas de las nuevas edificaciones que se van construyendo año tras año requieren para su construcción el abatimiento local y temporal del nivel freático, del orden de diez actuaciones por año y en conjunto del orden de 1 hm^3/año drenado.

El extenso cono de descensos piezométricos fuerza la recarga de aguas desde el acuífero superior a lo largo de los bordes del delta y el correspondiente descenso de los niveles freáticos en el acuífero superior en esos lugares, y sobre todo a la transferencia de agua del acuífero del valle bajo hacia el centro del delta, y también a la entrada de agua marina desde el afloramiento submarino hacia el centro del delta, como muestra la figura 7.3. En el acuífero profundo del delta, las variaciones piezométricas apenas suponen un cambio en el almacenamiento de agua, ya que se mantiene cautivo.

La salinización de pozos se inició ya en la década de los cincuenta y alcanzó su mayor intensidad en las décadas de los setenta y ochenta, afectando a aproximadamente al tercio SE del delta. Parte de los pozos aquejados por alta salinidad se mantuvieron en funcionamiento para refrigeración y alimentación de plantas desalobradoras, y esto evitó que las aguas salinas se extiendan más, aunque aumentó la sanidad de las afectadas. Los pozos de abastecimiento a El Prat de Llobregat y de una gran industria del sector alimentario fueron gravemente perjudicados y fue necesario instalar una planta de desalobración. Sin embargo, los pozos de abastecimiento a Barcelona no fueron afectados por salinización marina, salvo el más próximo a la costa.

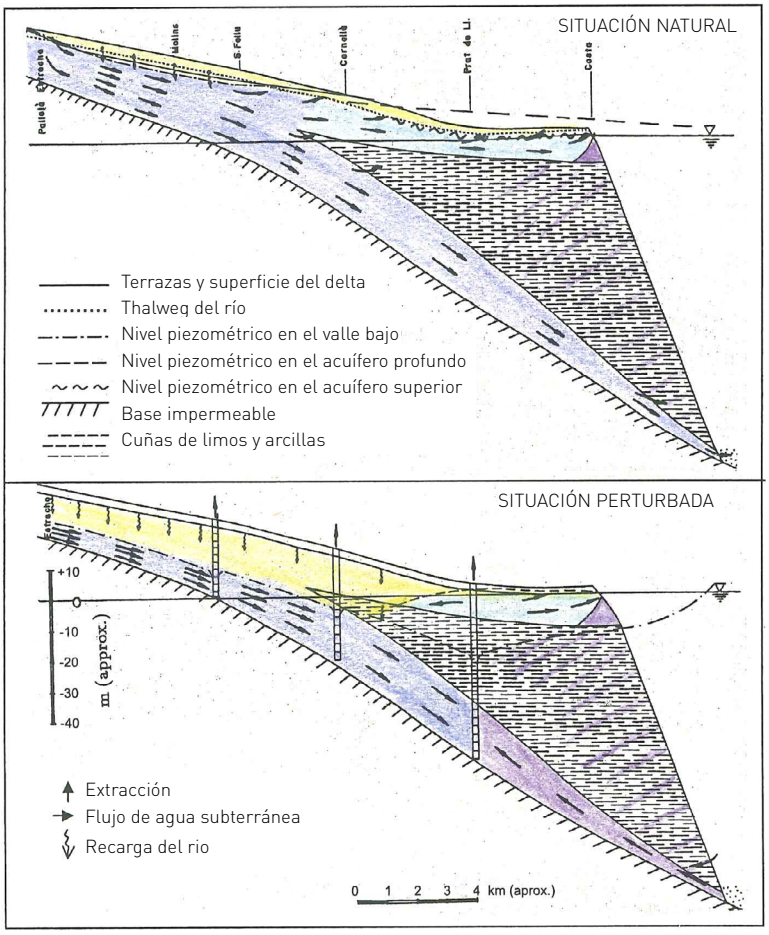


Figura 7.3. Esquema bicapa del delta del Llobregat y conexión con el valle bajo, con indicación del estado natural y del estado perturbado por extracciones intensivas de aguas subterráneas (Custodio, 1992, 2008, 2012; SASMIE, 2017)

Es fácil identificar el movimiento del agua fluvial infiltrada por el acuífero profundo del delta, pues está marcada químicamente por los vertidos salinos que se producen en la cuenca media del río Llobregat desde la década de los veinte e isotópicamente por proceder en gran proporción de las lluvias ligeras prepirenaicas. Esos vertidos salinos afectaron notablemente a la calidad del agua fluvial, pero actualmente son mucho menores, aunque la marca subsiste. Eso ha permitido estudiar el proceso de recarga inducida y por retornos de riego. Las aguas más salinas próximas a la costa concuerdan con una mezcla de agua dulce del sistema con agua marina. El agua marina que penetra por el afloramiento submarino tarda de cinco a ocho años en llegar a la posición de la costa actual.

Hoy en día se dispone de un buen modelo de flujo y transferencia de masa (Vázquez-Suñé *et al.*, 2004, 2006), encargado por la Agencia Catalana del Agua y actualizado y mejorado por la CUADLL con la colaboración del IDAEA-CSIC hasta 2021.

Tras el análisis de escenarios por modelación numérica, se considera que la extracción sostenible en las condiciones actuales y con la recarga del río es de 40 hm^3/año. Con unas extracciones promedio de los últimos años de 50 hm^3/año, para que se produzca mejora de los niveles del acuífero el 70% del tiempo y se disponga de reservas para atender a lo que se necesita en un momento dado y mantener la seguridad hídrica, se requiere una capacidad de recarga artificial instalada capaz de aportar 10 hm^3/año, con la debida temporalidad, que está operativa.

El agua natural del sistema acuífero del Baix Llobregat era de buena calidad, salvo en algunos lugares costeros del delta debido a agua marina residual o evaporada. Con la explotación del acuífero del valle bajo y profundo del delta se recargaron aguas con un elevado contenido en ion cloruro procedente de vertidos de la minería potásica en la cuenca media del río. La parte de la recarga debida a excedentes de riego con altas dotaciones de agua era además dura a causa de la disolución de carbonatos del terreno. Esta situación ha ido evolucionando con el tiempo ya que ahora hay menos retornos de riego, pero a veces con un agua aplicada con mayor salinidad y más evapoconcentración y riesgo de contaminación por la aplicación de fertilizantes. No obstante, la calidad del agua ha mejorado, en buena parte por la eficaz reducción de los vertidos salinos al río (figura 7.4) y su efecto en el acuífero (figura 7.5). Se ha hecho un gran esfuerzo administrativo y estructural para reducir en gran manera los caudales de salmueras procedentes del área minera de la cuenca media del Llobregat y de las plantas de ablandamiento de las industrias mediante controles y la operación de dos salmueroductos. No se ha eliminado el problema de la relativa alta salinidad del agua del río, pero se ha reducido muy notablemente.

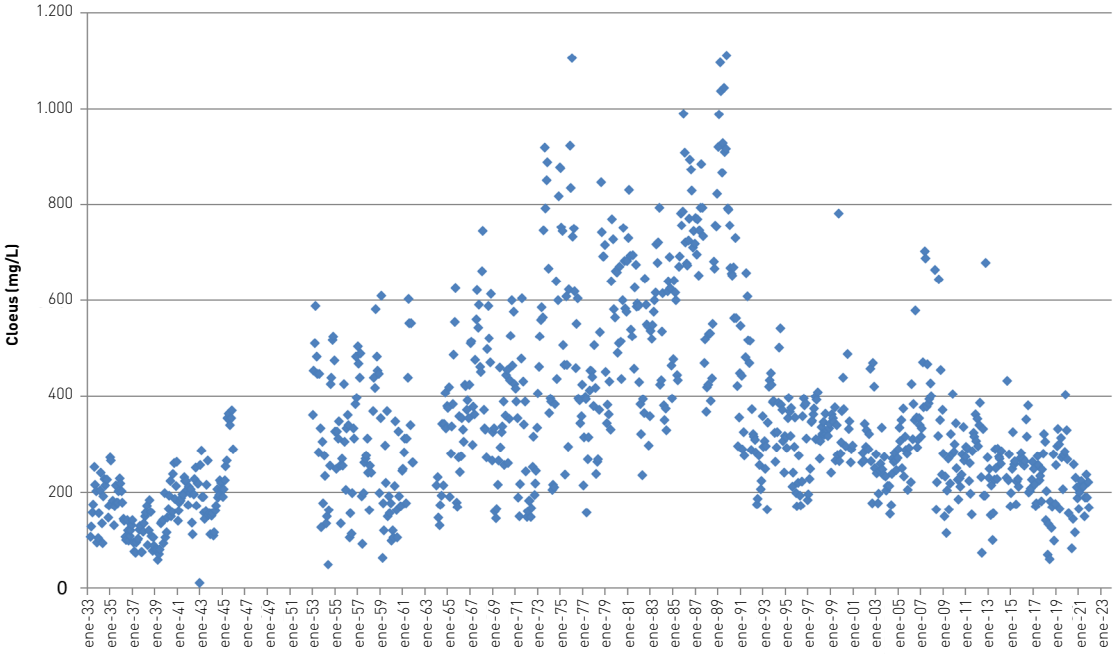


Figura 7.4. Evolución de la salinidad del agua del río Llobregat en el valle bajo

Nota: a finales de la década de los ochenta empieza a mejorar la salinidad con la puesta en servicio del colector de salmueras.

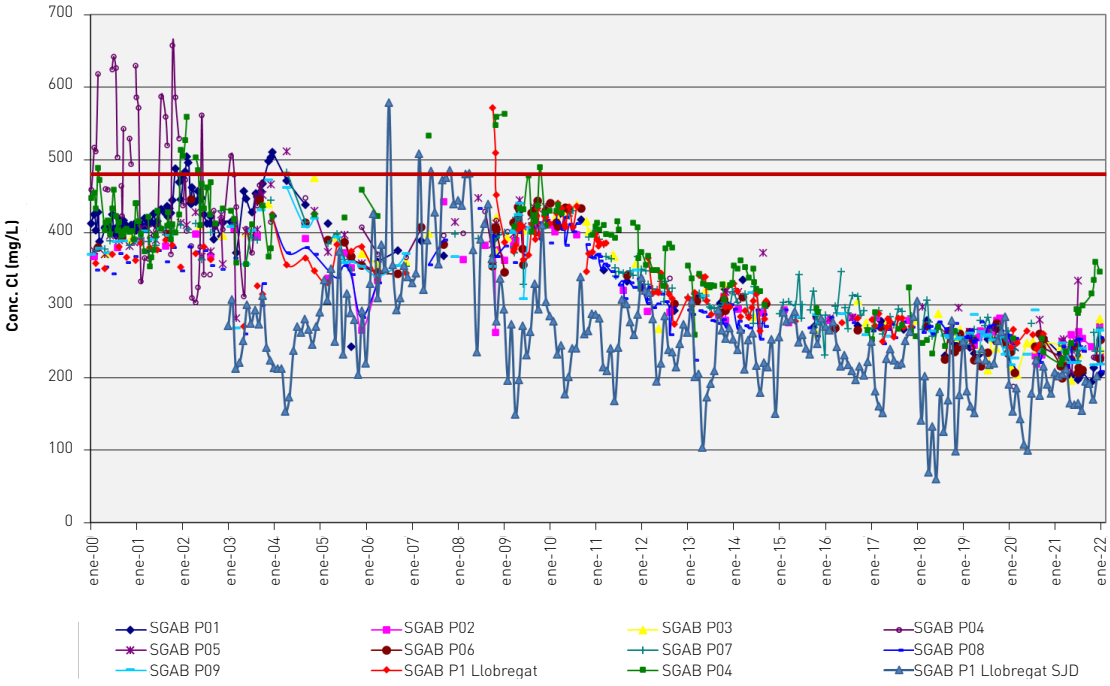


Figura 7.5. Evolución de la salinidad del agua subterránea en el valle bajo

Nota: la mejora de la calidad es básicamente gracias a la mejora del agua del río como principal fuente de recarga.

La contaminación antrópica del acuífero del valle bajo y superficial del delta fue muy seria en las décadas de los cincuenta a los setenta, debido a la alta presión humana y la gran actividad industrial y de servicios. En buena parte fue por relleno de un gran número de excavaciones para extraer áridos con tierras y escombros contaminados en el mejor de los casos y con residuos industriales muy diversos —incluso cromitas residuales de la producción de ácido crómico— y de basuras urbanas. Algunas actuaciones contaban con permiso administrativo, pero otras muchas eran clandestinas o auspiciadas por autoridades locales para solucionar los problemas de producción de residuos del momento. En la época indicada hubo muchas áreas con altos contenidos en cromo hexavalente, boro e hidrocarburos clorados. El abastecimiento de El Prat de Llobregat sufrió altos contenidos persistentes en tricloro- y percloro-etileno y se produjeron episodios similares en pozos de abastecimiento a Barcelona. Una progresiva y decidida actuación de la autoridad del agua, con el apoyo y experiencia de la CUADLL, ha resuelto razonablemente el problema, eliminando vertidos y enterramientos, y con la extracción de parte de los residuos enterrados para llevarlos a repositorios controlados y seguros. El tiempo transcurrido y la relativa rápida tasa de renovación de las aguas subterráneas ha favorecido la progresiva dilución de los contaminantes, muchos de ellos no degradables, hasta la casi desaparición. No obstante, subsisten algunos problemas en los enterramientos por encima del nivel freático, cuando ascienden los niveles en épocas húmedas o debido a recarga artificial. Nuevos componentes, como el 1-1-2 tricloroetano (TCA) y el etil-ter-butil-éter (ETBE), han aparecido en la última década como contaminantes presentes en el acuífero. Por esta razón, se controla cuidadosamente la calidad de las aguas subterráneas para abastecimiento. Parte del problema actual residual es una consecuencia de permisos administrativos del pasado, dados sin conocer la realidad de las aguas subterráneas. Eran favorables si el relleno quedaba por encima del nivel freático, lo que era un craso error.

Desde los primeros estudios en la década de los sesenta se ha dispuesto de una buena red de observación de niveles —la mayor parte piezómetros instalados en los sondeos de reconocimiento del SGOP—, que se han medido regularmente hasta la actualidad, los iniciales o los que los sustituyen u otros nuevos. No es una red ideal ni los piezómetros responden a los diseños recomendables, pero han permitido un detallado seguimiento de la piezometría y de la salinidad (Niñerola *et al.*, 2009) durante más de cincuenta años. Esta red es la base de la red actual de la ACA. La CUADLL participa actualmente en la responsabilidad de las observaciones y en el mantenimiento de los dispositivos de medida. En estos momentos se requiere inversión en renovaciones y sustituciones, con posibilidad de reducir de número de puntos piezométricos aprovechando la experiencia existente, pero con mejoras en la observación de la calidad.

7.3.
Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea

La importancia del sistema acuífero ha estado muy clara en la mente de los ingenieros responsables del abastecimiento de agua a Barcelona. Los primeros esfuerzos se centraron en que el sistema acuífero dispusiese de suficientes reservas de agua subterránea para garantizar el suministro frente a las variaciones temporales. Así, al acabar la década de los cuarenta se inició una estimulación de la recarga en la parte alta del valle bajo mediante un cuidadoso escarificado del lecho del río. A finales de la década de los sesenta se pusieron en operación pozos de recarga en la parte baja del valle bajo, con once pozos duales y otros especialmente dedicados para inyectar excedentes del agua del río potabilizada en la planta de Sant Joan Despí (Custodio *et al.*, 1977, 1979; Custodio, 1982), y actualmente la recarga mediante balsas (Queralt *et al.*, 2020). Estas medidas de recarga artificial han sido diseñadas para mantener las reservas de agua dulce en el acuífero. Tienen el efecto indirecto de disminuir la intrusión marina al permitir mantener niveles piezométricos promedio más altos. La figura 7.6 muestra la ubicación de las actividades de recarga artificial.

Parte de la construcción y ensayo de las balsas de recarga artificial se ha costeado con compensaciones de terceros por la reducción de la recarga en el valle bajo a causa del terreno ocupado por las grandes infraestructuras viarias y ferroviarias, al tenerse que encauzar el río o eliminar áreas regadas con canales. El agua natural disponible para la recarga es la que se puede tomar del río cuando hay caudales suficientes y tiene baja turbidez y contaminación. El principal problema planteado y estudiado es el de necesidad de decantación previa y la colmatación del lecho de las balsas. La otra fuente de agua es el efluente de plantas de tratamiento terciario de la depuración de aguas residuales urbanas. El agua de las plantas de tratamiento es muy limpia y por lo tanto colmata poco, pero hay que tener en cuenta la generación de algas durante la estancia en superficie, que favorecen la colmatación, además de la posible penetración en el acuífero de microcontaminantes y contaminantes de interés emergente a través del medio no saturado. El espesor de medio no saturado debe mantenerse mayor que un mínimo, lo que limita los caudales recargables. Para una mejor eliminación de contaminantes se ha considerado y ensayado la colocación de material reactivo con el lecho arenoso filtrante (Hernández *et al.*, 2014; Valhondo *et al.*, 2014, 2015). Hasta ahora se ha trabajado con agua fluvial, pero el futuro es la aplicación de agua regenerada, que también está en estudio a escala piloto en otros lugares de Cataluña.



Figura 7.6. Ubicación de las actividades de recarga artificial en el Baix Llobregat

Nota: 1: barrera contra la intrusión marina, puesta en marcha en 2009; 2: Estación Regeneradora de Aguas del Prat de Llobregat, con una planta adicional en la que se produce agua regenerada con tratamiento muy avanzado para ser inyectada en la barrera contra la intrusión marina; 3: balsas de recarga de Sant Vicenç dels Horts y Molins de Rei para infiltrar aguas derivadas del río y donde se ensaya la recarga de agua regenerada; 4: escarificado planificado del lecho del río para incrementar la infiltración del agua circulante en momentos oportunos, operativo desde 1949 y actualmente en extensión; y 5: pozos profundos de inyección de agua fluvial tratada procedente de la planta de potabilización del agua fluvial (ETAP de Sant Joan Despí) y actualmente de agua fluvial prepotabilizada. Operan en momentos apropiados desde 1965 para controlar la intrusión marina en los momentos de niveles piezométricos menores.

Para la contención de la intrusión marina en la costa se dispone de una barrera de trece pozos de inyección alimentados con agua residual regenerada, con tratamiento terciario avanzado en la planta depuradora del Baix Llobregat, en El Prat de Llobregat (figura 7.7). Se ha construido en dos fases, con ensayos para conocer la respuesta (Ortuño *et al.*, 2012a, 2012b).

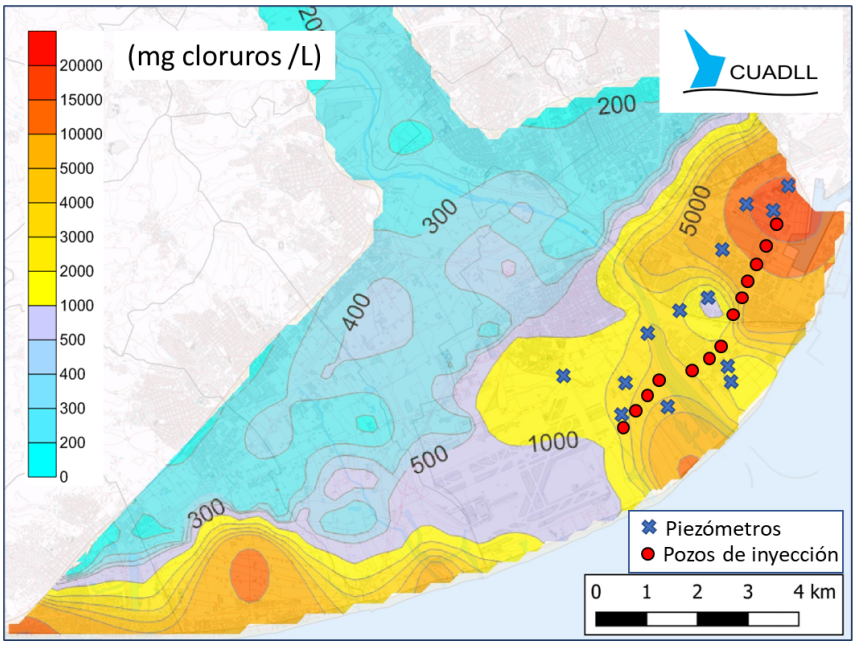


Figura 7.7. Pozos de inyección y sondeos de control específico de la barrera de control de la intrusión marina del delta del Llobregat

Nota: hay además una red de pozos y piezómetros de observación, propiedad de terceros, con el mapa de isocloruros del acuífero profundo del delta. Realizado por la CUDLL con datos de 2021.

La utilización del acuífero del Baix Llobregat y delta ha ido evolucionando desde dominantemente industrial hasta principalmente para abastecimiento urbano. El uso agrícola es minoritario y se hace fuera de las áreas servidas con los canales.

El sistema acuífero del Baix Llobregat es una pieza clave para el abastecimiento urbano y para su seguridad hídrica ante sequías, emergencias y eventos serios de contaminación del río, junto con el resto de sistemas hidráulicos y de corrección de la calidad del agua que hoy proveen agua al área metropolitana de Barcelona (ACA, 2020). Su abandono por intrusión marina, mala calidad o cualquier otra razón obligaría a disponer de una infraestructura reguladora —embalses o conjunto de grandes depósitos— y una ampliación de conducciones, cuyo coste es difícilmente abordable. De ahí la importancia de que el sistema acuífero del Baix Llobregat siga funcionando y esté disponible, con las medidas de protección necesarias —aunque costosas— y la implicación de todos los usuarios y la población del área.

La recuperación de niveles del agua subterránea por mejora de la gestión de los recursos y reservas de agua del acuífero ha originado otros problemas, como afecciones a infraestructuras urbanas subterráneas y a cimientos de edificios.

7.4.
Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos

El desarrollo de la explotación del agua subterránea en el Baix Llobregat fue el resultado de múltiples iniciativas privadas, con escasa intervención administrativa de la autoridad del agua, en buena parte debido a que las primeras iniciativas anteceden a la actual Ley de Aguas de 1985, cuando el agua subterránea era del dominio privado. Al dominar las extracciones de abastecimiento e industriales, la dispersión de iniciativas ha sido menor que en los lugares principalmente agrícolas, ya que la mayor parte de la explotación se realiza por un número relativamente pequeño de grandes usuarios. Estos captadores de agua subterránea están en general relacionados y disponen de un notable nivel técnico y suficiente conocimiento del acuífero.

En 1972 se propuso la formación de una comunidad de usuarios de agua subterránea (CUAS). En 1975 se creó la Comunidad de Usuarios de Aguas del Baix Llobregat (CUADLL), amparándose en disposiciones para la protección del dominio público hidráulico de la antigua Ley de Aguas de 1879. Los resultados han sido muy positivos, lo que en cierta manera influyó en la Ley de Aguas de 1985, que incluyó la figura de las CUAS como corporaciones de derecho público.

La CUADLL abarca hoy todo el Baix Llobregat e integra a todos los usos: abastecimiento, industria y agricultura, a través de representantes. Se ha eliminado la perforación de pozos ilegales, el vertido de residuos y basuras sobre el acuífero y la extracción incontrolada de gravas y arenas, además del control y mitigación de la intrusión marina. Se ha conseguido un inventario actualizado de derechos. Se dispone de un equipo técnico con varios especialistas y recursos económicos para llevar a cabo la labor (Codina, 2004; Galofré, 1991; Queralt *et al.*, 2007), costeada por los propios usuarios.

Los modelos numéricos del funcionamiento del acuífero han sido una herramienta muy útil para llegar a acuerdos para la toma de decisiones, ya que son utilizados conjuntamente por la Administración y pueden serlo por los usuarios. Se dispone de un modelo numérico de simulación en uso, realizado con el código Transin por la UPC para la ACA y actualizado permanentemente por la CUADLL y su versión más reciente en código Feflow.

En la reducción de las extracciones han tenido especial relevancia los esfuerzos de la Administración pública del agua y también la creación de la CUADLL. En la década de los ochenta fue especialmente importante el trabajo de las industrias, liderado por Josep Ferret, para implementar sistemas de ahorro de agua que permitieron desligar el aumento de producción con el aumento del consumo de agua. La Agencia Catalana del Agua ha implantado un modelo de explotación coordinado para el abastecimiento en función de las reservas embalsadas y los niveles piezométricos. Este modelo se utiliza en las concesiones que se van revisando, con un seguimiento por parte de la Administración hidráulica. También se ha estudiado cómo gestionar la recarga, inyección y bombeo de forma óptima (Abarca *et al.*, 2006). AGBAR (Aguas de Barcelona) y CETAQUA han realizado y continúan realizando estudios para aumentar la recarga artificial mediante pozos.

En el entorno de 2010 se evaluaron unos costes medios de captación y potabilización de agua, sin incluir amortizaciones, de 0,25 €/m^3 para el agua superficial y de 0,10 €/m^3 para el agua subterránea. La recarga artificial del acuífero en Cornellà mediante pozos (entre 0 y 14 hm^3/a) costaba 0,15 €/m^3 y la operación de la barrera costera de inyección para control de la intrusión marina 0,32 €/m^3. Para la construcción y ensayo de las balsas de recarga de Sant Vicenç dels Horts, para 1 hm^3/a, se invirtieron 40.000 euros y el coste de explotación era de alrededor 0,07 €/m^3.

La recuperación de costes del ciclo del agua se evalúa en el 79% (PHCFC, 2021), pero no incluye los costes indirectos y ambientales, o por lo menos una parte.

En el plan hidrológico actual (PHCFC, 2021) se califica el estado cuantitativo, químico y general de la MASb como malo, con riesgo cuantitativo y químico.

7.5. Agua subterránea en la gestión integrada de los recursos de agua y la seguridad hídrica

La integración del uso del sistema acuífero con el abastecimiento a Barcelona es una idea que ya se consideró en los estudios de la década de los sesenta como uso conjunto (Llamas, 1969; Custodio *et al.*, 1977).

El sistema acuífero del Baix Llobregat para abastecimiento urbano está actualmente integrado dentro del conjunto de recursos de agua del área metropolitana de Barcelona y sus recursos juegan un papel de reserva. Su explotación se hace cuando las reservas de agua en los embalses de superficie del sistema Llobregat y Ter-Llobregat disminuyen. En épocas secas el acuífero se explota al máximo caudal razonable, según la capacidad de los pozos, pero sin agotar la reserva prematuramente y sin incrementar en exceso la tasa de intrusión marina. Esto comporta un descenso importante de niveles en el área de los pozos y en la costa, con aumento temporal de la intrusión marina, y requiere su recuperación posterior, preferentemente por dilución. La Agència Catalana de l'Aigua (ACA), utilizando los resultados modelados y la experiencia, aplica una regla empírica en actuaciones trimestrales, de modo que limita grandemente la extracción de agua subterránea, a < 1,5 hm^3/mes cuando las reservas de agua superficiales son del orden de 350 hm^3 y permite extraer más de 6,7 hm^3/mes si la reserva es inferior a 100 hm^3 (MASE, 2015).

7.6. Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real

De acuerdo con lo expresado en el capítulo 6, en la tabla 7.2 se determina el índice de estrés hídrico y la modulación que se deriva, y en la tabla 7.3 se evalúa la gestión y la gobernanza del agua subterránea.

Tabla 7.2. Determinación de un índice de estrés hídrico y correcciones que se derivan

Índices normalizados	Rango	Comentarios
Índice de explotación i = B/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5,0	B/R = 53/53 = 1,0
Índice de explotación ampliado i = (B+Di)/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5,0	(B+Di)/R = (53 + 0)/53 = 1,0
Índice de estrés hídrico i = (B+Di)/(R-V), de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5,0	(B+Di)/(R-V) = (53 + 0)/(53-0) = 1,0
Términos de modulación		
Afección a cantidad del agua de descarga utilizable	5	Cantidad utilizable depende de la extracción
Afección a calidad del agua de descarga utilizable	4	En intrusión marina y lavado de vertidos
Efectos ecológicos	5	Actualmente poco, desde hace años
Afección a garantía del abastecimiento no agrícola	5	Control a través del uso conjunto

Índices normalizados	Rango	Comentarios
Afección a garantía del abastecimiento agrícola	4	Solo en una pequeña parte
Efectos geotécnicos negativos	1	Subsidencia moderada en el delta
Promedio de los términos, p	4,0	
Factor de corrección f = (9 - p)/4	1,2	
Índice estrés hídrico corregido IEhc = f·(B+Di)/(R-V)	5,0	

Nota: valores entre 1 = nulo o no significativo y 5 = mucho. B = extracción; R = recarga; V = reserva anual usada. Valores 1 a > 5; si > 5 se anota como 5.

Tabla 7.3. Evaluación de la gestión y la gobernanza del agua subterránea Llobregat

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1	**Criterios de conocimiento hidrogeológico básico**	**4,0 → 3,8**	
1.1	**Conocimiento de la cantidad de agua del sistema acuífero**	**4,6 → 4,6**	
1.1.1	Existencia de cartografía hidrogeológica y su soporte geológico	5	Buenos datos
1.1.2	Suficiente delimitación de las unidades hidrogeológicas y sistemas acuíferos	5	Buena delimitación
1.1.3	Existencia de suficientes observaciones piezométricas espaciales y temporales	5	Suficientes datos
1.1.4	Elaboración periódica de la información hidrogeológica y del balance de agua	3	En los planes hidrológicos y documentos internos
1.1.5	Existencia de modelos de flujo utilizables	5	Disponibles
1.2	**Conocimiento de la calidad del agua del sistema acuífero**	**3,5 → 3,5**	
1.2.1	Existencia de cartografía de la calidad del agua y del riesgo de contaminación	3	No detallado explícitamente
1.2.2	Existencia de suficientes y adecuadas observaciones de la calidad	4	Mejorable
1.2.3	Información sobre el estado hidrológico del suelo y del medio no saturado	3	A nivel general
1.2.4	Existencia de modelos de calidad y transporte de masa utilizables	4	De intrusión marina
1.3	**Conocimiento del estado de los recursos de agua subterránea**	**4,4 → 3,9**	
1.3.1	Buen conocimiento de las captaciones y perforaciones existentes	5	Buen inventario
1.3.2	Buen conocimiento y determinación de las extracciones y drenajes	4	Mejorar mediciones con contador

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1.3.3	Buen conocimiento del uso del agua subterránea	5	Bueno
1.3.4	Conocimiento del coste de extracción y captación del agua subterránea	3	Conocido privadamente y menos por la Administración, en especial los indirectos
1.3.5	Observación y conocimiento de los resultados de la explotación	5	Pocas manifestaciones naturales, pero se pone atención a lo que queda
2	**Criterios administrativos, legales y económico-sociales**	**3,7 → 3,1**	
2.1	**Aspectos administrativos**	**3,9 → 2,9**	
2.1.1	Buen sistema de inventario y registro de autorizaciones y permisos de extracción	5	Bien llevado
2.1.2	Buen control y vigilancia de extracciones legales, ilegales y no autorizadas	5	Se realiza con ayuda de la CUDLL
2.1.3	Buena vigilancia de acciones potencialmente contaminantes	4	Razonable, con ayuda de la CUADLL
2.1.4	Posibilidad de suficiente policía territorial	4	Razonable, con la ayuda de la CUADLL
2.1.5	Administración del agua subterránea que sea experta y esté bien dotada	5	Buena
2.1.6	Posibilidad de tasar las extracciones de agua subterránea de cualquier tipo	3	Indirectamente, pero no el uso en agricultura
2.1.7	Posibilidad de tasar las acciones contaminantes para el acuífero	1	Aspecto poco considerado
2.2	**Aspectos legales**	**3,0 → 2,5**	
2.2.1	Suficiente consideración de las aguas subterráneas en la normativa legal	4	Razonable en el plan hidrológico
2.2.2	Sistema eficiente de resolución de conflictos por vía normativa	3	Lentitud
2.2.3	Existencia y aplicación eficaz de sanciones por incumplimiento o acciones ilegales	4	Lentitud y prescripciones
2.2.4	Responsabilidad por abusos en la cantidad y calidad, actuales o en el pasado	1	No se considera
2.3	**Aspectos económico-sociales**	**4,0 → 4,0**	
2.3.1	Recuperación de costes derivados de la explotación del agua subterránea	4	No se consideran los indirectos
2.3.2	Adecuado uso de los ingresos por tasas en beneficio de los usuarios y del acuífero	4	Razonable, pero poco finalista
2.3.3	Existencia de acuerdos sociales entre usuarios y con la población	4	En parte impuestos por la Administración
2.3.4	Suficiente financiación de la observación, estudios y elaboración de datos	4	Mejorable

Clave	Tema	Valor	Comentarios
2.3.5	Economía que no requiere subsidios directos e indirectos para el uso	5	Pocos a nulos subsidios al agua subterránea, aunque puede haberlos indirectamente
2.3.6	Disposición de usuarios y la población al pago a cambio de mejoras o sostenibilidad	3	Moderado y con matices políticos
3	**Criterios de gestión y buena gobernanza**	**4,2 → 3,4**	
3.1	**Aspectos en relación con la gestión del agua subterránea**	**4,6 → 4,1**	
3.1.1	Existencia de un organismo público con la responsabilidad última de la gestión	5	Agència Catalana de l'Aigua (ACÁ)
3.1.2	Disponibilidad de recursos y medios para la gestión y observación	4	Recursos razonables e implicación de los usuarios
3.1.3	Existencia de comunidades de usuarios que participen en la gestión	5	CUADLL
3.1.4	Involucración de los usuarios en la gestión y observación y control	5	CUADLL, por encomienda
3.1.5	Consideración de las aguas subterráneas en la seguridad hídrica	5	Considerado en el plan hidrológico dentro de la integración de recursos de agua
3.1.6	Consideración y práctica de la gestión integrada de recursos de agua	5	Bien desarrollado
3.1.7	Planes apropiados para mitigar sequías con agua subterránea de forma sostenible	5	Previsto en el plan hidrológico
3.1.8	Planificación hidrológica de la gestión infraestructural, efectos y financiación	4	En el plan hidrológico, mejorable
3.1.9	Planificación hidrológica de la gestión no infraestructural, efectos e implantación	3	Mejorable
3.1.10	Planificación sin sobreconcesión de derechos de uso del agua subterránea	5	No nuevos permisos, salvo excepciones
3.1.11	Gestión en el marco de restricciones acordadas con los usuarios	5	Utilizando la CUADLL
3.2	**Aspectos de la gobernanza del agua subterránea**	**3,8 → 2,8**	
3.2.1	Participación de las instituciones de la sociedad civil	4	Participación, no regular ni regulada
3.2.2	Capacidad del organismo de gestión para coordinar con otros organismos	4	Lo hace la ACA, con limitaciones
3.2.3	Coordinación eficaz con el sector agrícola	4	Mejorable a bueno
3.2.4	Planificación específica e integrada, compatible con la buena gobernanza	5	Apoyo de herramienta de toma de decisión
3.2.5	Fácil acceso y transparencia en la información	4	Fácil acceso a una parte, menos a la parte histórica y de detalle
3.2.6	Elaboración de información para hacerla accesible y comprensible a los no expertos	3	Preferentemente divulgación

Clave	Tema	Valor	Comentarios
3.2.7	Existencia de un órgano independiente que evalúe los aspectos ético-morales	1	No parece existir
3.2.8	Consideración de la equidad territorial y temporal del acceso a recursos de agua	5	A través de la ACA
3.2.9	Existencia de una institución para lograr y conservar la buena gobernanza	5	ACA, general; CUADLL, local
3.2.10	Minimización de las interferencias políticas y de sindicatos	3	Interferencias de grupos de presión y políticos
	Índice de gobernanza	**4,0 → 3,1**	

Nota: Los resultados se reúnen en la tabla 7.4.

Tabla 7.4. Resultados de las evaluaciones del estrés hídrico de la gestión y de la gobernanza del agua subterránea

Concepto	Evaluación	Comentarios
Índice de estrés hídrico corregido (IEhc)	5,0	Alto estrés hídrico de los acuíferos
Índice de gestión	4,6 → 4,1	Alto
Índice de gobernanza (Ig)	4,0 → 3,1	Moderadamente alto
Factor de corrección f = (9 - IEhc)/4	1,0 → 1,0	
Gobernanza corregida = f · Ig	4,0 → 3,1	Moderadamente alta

Nota: valores entre 1 (nulo) y 5 (máximo).

7.7. Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y la buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo

- Mantener y ampliar la recarga artificial con aguas fluviales y regeneradas.
- Mayor reutilización.
- Mantener el control de la intrusión marina.
- Investigar y ensayar adicionalmente la eliminación de microcontaminantes y contaminantes de interés emergente en el pretratamiento, y en especial en lechos reactivos en las balsas de recarga y tramos fluviales en los que se mejora la infiltración.
- Esfuerzos adicionales para disminuir la salinidad del agua fluvial en la cuenca potásica y aguas abajo, en beneficio de la calidad y el ahorro energético en los tratamientos de disminución de la salinidad.
- Mejora de las herramientas de toma de decisión y su apoyo en los modelos de simulación del sistema acuífero, de forma más interactiva.
- Mantener una información básica de datos, de actuaciones y de líneas de política del agua más activa y más divulgativa al público y, en especial, coordinadamente con las otras autoridades con competencia en el abastecimiento de agua, como los municipios.
- Favorecer y regularizar la participación de la sociedad civil en la gobernanza, especialmente de los organismos académicos y de investigación.

El acuífero es un referente por las múltiples tecnologías de gestión de la recarga implementadas, con costes, eficiencias y rendimientos dispares. En un futuro debería buscarse limitar esas tecnologías a aquellas con un coste-beneficio más elevado y a la vez aumentar los volúmenes recargados. La auténtica nueva revolución será la utilización a gran escala de las aguas regeneradas para aportar agua al medio hídrico y a usos no prioritarios, lo que llevaría a un ahorro sustancial de la captación de agua subterránea.

En el nuevo plan de gestión, promovido por la Agencia Catalana de l'Aigua y aprobado por la Generalitat de Catalunya, se incluirá como usuarios los drenajes permanentes, los cuales deberán tener otorgada una concesión. Si históricamente en las CUAS estaban representados los sectores industrial, agrícola y de abastecimiento, ahora también estarán los drenajes y los usos recreativos (campos de futbol y de golf) y el ambiental (aportación de caudales a humedales). El encaje de estos nuevos usuarios en las CUAS es el reto de la próxima década.

La utilización de aguas regeneradas tras el apropiado tratamiento de las aguas residuales vertidas a la cuenca del río Llobregat es algo esencial a la futura gestión y gobernanza del agua de forma integral en el Baix Llobregat y área metropolitana de Barcelona, en parte ya iniciado.

El abastecimiento de la ciudad de Barcelona y su área metropolitana depende en primera instancia de los 610 hm^3 de capacidad de embalses de las cuencas de los ríos Llobregat y Ter. A esto hay que añadirle la desalinizadora del Prat y de la Tordera (60 y 10 hm^3/año), así como los acuíferos del Llobregat (50 hm^3/año), que se activan a medida que los recursos superficiales van disminuyendo. A este uso combinado hay que añadir las aguas regeneradas (100 hm^3/año) de la ERA del Prat como pieza clave para asegurar la sostenibilidad del ciclo integral del agua. En caso de prealerta de sequía se bombea agua justo aguas abajo de la ETAP de Sant Joan Despí para garantizar el caudal de mantenimiento en el tramo final del río y, en caso ya de alerta, el agua regenerada es bombeada hasta Pallejà para adicionar 2 m^3/s a 2 m^3/s del río y lograr su mezcla al llegar a la ETAP de Sant Joan Despí, lo que es un modo de reutilización indirecta para uso potable.

Además, el agua regenerada debe sustituir el agua tomada del río para la recarga en las balsas de Sant Vicenç dels Horts y Molins de Rei en situaciones de normalidad hídrica. Prácticamente no se necesita nueva obra para hacer este cambio de manera definitiva. Además, este cambio implica mejorar el efluente regenerado en cuanto a contenido en microcontaminantes y su dilución por mezcla con el agua del acuífero, ya que el agua regenerada tiene una conductividad eléctrica que es aproximadamente 1 mS/cm superior al agua del río Llobregat.

También está previsto que el agua regenerada pueda satisfacer otras demandas, como son los fluxores del aeropuerto, la descarga de sanitarios de un barrio entero del Prat (Eixample Sud), los humedales de Cal Tet y la Ricarda, el canal de la Bunyola, el riego de parques y jardines y algunas industrias del sector Zona Franca. Todo esto permitirá ahorrar agua tanto de la red de abastecimiento general como de agua subterránea.

7.8. Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza

Se puede considerar que el actual nivel de gobernanza del agua subterránea es razonablemente bueno, pero que el alto grado de integración de recursos de agua prima la gobernanza de los recursos de agua en general, que es, asimismo, razonablemente buena. Sin embargo, la alta presión sobre los recursos de agua y la densa actividad territorial, muy diversa y dominantemente urbana e industrial, hace que el estado de las aguas subterráneas se califique de malo dentro de los criterios de la Directiva Marco del

Agua. Una consideración más pragmática, y teniendo en cuenta los aspectos ambientales que dependen del agua y del agua subterránea actual, puede justificar una situación de excepción —que podría ser habitual en casos como el Baix Llobegat— buscando la real solución de situaciones sociales y económicas estresadas. Eso requiere una modificación de la Directiva Marco del Agua europea y consecuentemente de la Ley de Aguas española (texto refundido de la Ley de Aguas), que lamentablemente no se impulsó en la reciente revisión europea tras cumplirse los tres sexenios en vigor.

Aunque la gestión y la gobernanza en el valle bajo y delta del Llobregat son ejemplos para muchos otros acuíferos de España, aún hay muchos aspectos que mejorar, empezando por conseguir un buen estado cuantitativo y químico de las masas de agua subterránea. Parece difícil conseguirlo a medio e incluso a largo plazo.

La mejor calidad del agua del río ha mejorado la calidad del agua del acuífero al que recarga y también ayuda a la mejora de las masas de agua vinculadas. Se está valorando la posibilidad de incrementar la recarga para al final poder obtener más rápidamente una masa de agua en buen estado por efecto purga y un mayor aprovechamiento del acuífero. Esta estrategia permitiría mayor resiliencia y una mejor preparación para los próximos episodios de escasez hídrica.

7.9. Referencias

Abarca, E., Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., Capino, B., Gámez, D. y Battle, F. (2006). Optimal design of measures to correct seawater intrusion. *Water Resources Research, 42*. https://doi.org/10.1029/2005WR004524

ACA (2020). Pla especial d'actuació en situació d'alerta i eventual sequera (PES). https://aca.gencat.cat/ca/plans-i-programes/pla-de-sequera/

Agència Catalana de l'Aigua (2019). *Document IMPRESS. Estudi general de la demarcació, anàlisi d'impactes i pressions de l'activitat humana, i anàlisi econòmica de l'ús de l'aigua a les masses d'aigua al Districte de conca fluvial de Catalunya*. Memòria: 1-248. Annexes: 1-486.

Bayó, A., Batista, E. y Custodio, E. (1977). *Sea water encroachment in Catalonia coastal aquifers*. General Assembly Intern. Assoc. Hydrogeologists. Birmingham, Reino Unido, XIII.I: F.1-14.

Codina, J. (2004). Las aguas subterráneas: una visión social. El caso de la Comunidad de Usuarios del Llobregat. *Real Acad. Cien. Exact. Fis. Nat. (Esp), 98*(2): 323-329.

Cuena, J. y Custodio, E. (1971). Construction and adjustment of a two layer mathematical model of the Llobregat Delta, Barcelona, Spain. Mathematical Models in Hydrology. UNESCO, París, *Studies and Reports in Hydrology, 15*(II): 960-964.

Custodio, E. (1967a). *Calidad química de las aguas subterráneas del delta del río Llobregat*. Documentos de Investigación Hidrológica. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua, Barcelona, 2/3: 129-138.

Custodio, E. (1967b). Études géohydrochimiques dans le delta du Llobregat, Barcelona (Espagne). *International Association of Scientific Hydrology, Publ. 62*: 134-155.

Custodio, E. (1968). *Datación de aguas subterráneas en el delta del río Llobregat*. Documentos de Investigación Hidrológica, 6. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua, Barcelona: 205-237.

Custodio, E. (1981). Sea water encroachment in the Llobregat and Besós areas, near Barcelona (Catalonia, Spain). En: *Intruded and Fossil Groundwater of Marine Origin*. Salt Water Intrusion Meeting, Uppsala. Sveriges Geologiska Undersökning. Rapporter och Meddelanden, 27: 120-152.

Custodio, E. (1982). Model of the aquifers in the Llobregat Delta (Catalonia, Spain). En: *Groundwater models: concepts, problems and methods of analysis with examples of their application*. Studies and Reports in Hydrology, 34. UNESCO. París: 39-51.

Custodio, E. (1983). *El uso conjunto en el Pirineo oriental: problemas de calidad. Utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas*. Servicio Geológico de Obras Públicas y Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, E-8: 1-22.

Custodio, E. (1987). Seawater intrusion in the Llobregat Delta, near Barcelona (Catalonia, Spain). En: *Groundwater problems in coastal areas*. Studies and Reports in Hydrogeology, 45, UNESCO, París: 436-463.

Custodio, E. (2008). Acuíferos detríticos costeros del litoral mediterráneo peninsular: valle bajo y delta del Llobregat. Monográfico: Las aguas subterráneas. *Rev. Asoc. Española Enseñanza de las Ciencias de la Tierra, 15*(3): 295-304.

Custodio, E. (2012). Low Llobregat aquifers: intensive development, salinization, contamination and management. En: S. Sabater, A. Ginebreda y D. Barceló, *The story of a polluted Mediterranean river. The handbook of environmental chemistry, 21*: 27-50.

Custodio, E., Bayó, A. y Peláez, M. D. (1971). *Geoquímica y datación de aguas para el estudio del movimiento de las aguas subterráneas en el delta del Llobregat (Barcelona)*. 1.er Congreso Hispano-Luso-Americano de Geología Económica, Madrid-Lisboa, VI: 51-80.

Custodio, E., Iribar, V., Manzano, M. y Skupien, E. (1992). *Utilización de isótopos ambientales en el valle bajo y delta del río Llobregat (Barcelona, España) para resolver problemas de flujo y de transporte de masa en los acuíferos* [Use of isotope techniques in water resources development]. Intern. Atomic Energy Agency, Viena, SM 319/26: 385-414.

Custodio, E., Isamat, F. J. y Miralles, J. M. (1979). *Twenty-five years of groundwater recharge in Barcelona (Spain)*. International Symposium on Groundwater Recharge. Dortmund: 10 pp.

Custodio, E. y Llamas, M. R. (1976/1983). *Hidrología subterránea*. Ediciones Omega, Barcelona: 1-2350.

Custodio, E., Suárez, M., Isamat, F. J. y Miralles, J. M. (1977). *Combined use of surface and groundwater in Barcelona Metropolitan Area (Spain)*. Intern. Assoc. Hydrogeologists, Gen. Assem. Birmingham, XIII.1: 14-27.

Ferret, J. (2006). *Els primitius pous artesians del riu Llobregat, 1889-1912*. Comunitat d'Usuaris d'Aigües de la Vall Baixa i Delta del Llobregat, Prat de Llobregat, Barcelona: 1-89.

Galofré, A. (1991). *Las comunidades de usuarios de aguas subterráneas: experiencias en la gestión y control de los recursos hidráulicos en Cataluña*. Hidrogeología, Estado Actual y Prospectiva, CIHS/CIMNE, Barcelona: 337-357.

Gámez, D. (2007). *Sequence stratigraphy as a tool for water resources management in alluvial coastal aquifers: application to the Llobregat delta (Barcelona, Spain)*. Department of Geotechnical Engineering and Geo-Sciences, Technical University of Catalonia (UPC), Barcelona, Doc. Thesis: 1-177+An.

Gámez, D., Simó, J. A., Lobo, F. J., Barnolas, A., Carrera, J. y *Vázquez-Suñé, E.* (2009). *Onshore-offshore correlation of the Llobregat deltaic system, Spain: development of deltaic geometries under relative sea-level and growth fault influences*. Sedimentary Geology.

Hernández, M., Gibert, O., Bernat, X., Valhondo, C., Köck-Schulmeyer, M., Huerta-Fontela, M. y Colomer, M. V. (2014). Innovative reactive layer to enhance soil aquifer treatment: successful installation in the Llobregat aquifer (Catalonia, NE Spain). *Boletín Geológico y Minero, 125*(2): 157-172.

Iribar, V., Carrera, J., Custodio, E. y Medina, A. (1997). Inverse modelling of seawater intrusion in the Llobregat delta deep aquifer. *Journal of Hydrology, 198*(1-4): 226-244.

Iribar, V. y Custodio, E. (1992). *Advancement of seawater intrusion in the Llobregat delta aquifer*. 12th Salt Water Intrusion Meeting, Barcelona: 35-50.

Iribar, V., Manzano, M., Custodio, E. y Peláez, M. D. (1986). *Salinización de depósitos deltaicos: aplicación al delta del Llobregat*. II SIAGA. Granada, II: 103-112.

Llamas, M. R. (1969). Combined use of surface and ground water for the water supply to Barcelona (Spain). *Bull. Intern. Assoc. Sci Hydrol., 14*(3): 119-136.

Llamas, M. R. y Molist, J. (1967). Hidrología de los deltas de los ríos Besós y Llobregat. *Rev. Agua, Barcelona, 2*: 139-154.

Manzano, M., Peláez, M. D., Serra, J. (1986). Sedimentos prodeltaicos en el delta emergido del Llobregat. *Acta Geológica Hispánica, 21-22*(1996): 205-211 (1997).

Marqués, M. A. (1975). Las formaciones cuaternarias del delta del Llobregat. *Acta Geológica Hispánica, X*: 21-38.

Marqués, M. A. (1984). *Les formacions quaternàries del Delta del Llobregat*. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona: 1-208.

MASE (2015). *Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España*. Preparado por E. Custodio para UPC y AQUALOGY-CETAQUA. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, *e-books*: 1-487. http://hdl.handle.net/2117/111272

MOP (1966). *Estudio de los recursos hidráulicos totales de las cuencas de los ríos Besós y Bajo Llobregat*. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas, Ministerio de Obras Públicas, Barcelona, 4 vols.

Niñerola, J. M., Queralt, E. y Custodio, E. (2009). Llobregat delta aquifer. Groundwater monitoring. En: P. Quevauviller, A. M. Fouillacand, J. Grath, y R. Ward (eds.). Wiley: 289-301.

Ortuño, F., Custodio, E., Molinero, J., Juárez, I., Garrido, T. y Fraile, J. (2012a). Seawater intrusion control by means of a reclaimed water injection barrier in the Llobregat delta, near Barcelona, Catalonia, Spain. En: P. Maloszewsky, S. Witczak y G. Malina, *Groundwater quality sustainability*. IAH, Selected Papers in Hydrogeology 17. CRC Press/Balkema: 199-210.

Ortuño, F., Molinero, J., Garrido, T. y Custodio, E. (2012b). Seawater injection barrier recharge with advanced reclaimed water at Llobregat delta aquifer (Spain). *Water Science and Technology, 66*(10): 2083-2089.

PHCFC (2021). *Pla de gestió del districte de conca fluvial de Catalunya i Programa de mesures. Pla de Gestió 2022-2027*. Agència Catalana de l'Aigua. Generalitat de Catalunya, Departament de Territori i Sostenibilitat. Barcelona. Document de síntesi: 1-50.

PHPO (1985). *Modelo de simulación de los acuíferos del delta del Bajo Llobregat*. Plan Hidrológico del Pirineo Oriental. Confederación Hidrográfica del Pirineo.

Queralt, E. (2007). La Comunidad de Usuarios de Aguas del Valle Bajo y el Delta del Llobregat: 30 años de experiencia en la gestión de un acuífero costero. *Boletín Geológico y Minero, 118 especial*: 745-758.

Queralt, E., Bernat, X. y Custodio, E. (2020). Improving water quantity and quality supply security by managed artificial recharge technologies in the Lower Llobregat aquifers integrated into a conjunctive surface and groundwater management scheme for Barcelona, Spain. *Journal of Environmental Science and Engineering, A9*: 119-139.

Queralt, E., Vilà, M., Solà, V. y Berástegui, X. (2006). *Geology for groundwater management in a strongly anthropized area. Geo-hydrological map of the Llobregat alluvial and deltaic plain. Greater Barcelona*. Proceedings 5th European Congress on Regional Geoscientific Cartographic and Earth Information and Systems Water, I: 51-53.

REPO (1971). *Construcción, ajuste y utilización de un modelo matemático de los acuíferos del Bajo Llobregat*. Estudio de los Recursos Hidráulicos Totales del Pirineo Oriental. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental y Servicio Geológico de Obras Públicas, Barcelona: 1-130.

Santa María, L. y Marín, A. (1910). *Estudios hidrológicos en la cuenca del río Llobregat*. Bol. Com. Mapa Geológico de España, Madrid: 31-52.

SASMIE (2017). *Salinización de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles*. Preparado por E. Custodio para UPC y Suez Solutions-CETAQUA. UPC *e-books*, Barcelona: 1-852. http://hdl.handle.net/2117/111515

Serra Raventós, J. y Verdaguer Andreu, A. (1983). La sedimentación holocena en el prodelta del Llobregat. En: A. Obrador (ed.), *X Congreso Nacional de Sedimentología, Maó*, 2: 47-51.

Valhondo, C., Carrera, J., Ayora, C. *et al.* (2014). Behavior of nine selected emerging trace organic contaminants in an artificial recharge system supplemented with a reactive barrier. *Environmental Science and Pollution Research, 21*(20): 11832-11843.

Valhondo, C., Carrera, J., Ayora, C. *et al.* (2015). Characterizing redox conditions and monitoring attenuation of selected pharmaceuticals during artificial recharge through a reactive layer. *Science of the Total Environment, 512*: 240-250.

Vázquez-Suñé, E., Abarca, E., Carrera, J., Capino, B., Gámez, D., Pool, M. *et al.* (2004). *Groundwater flow and saltwater intrusion modeling of the low valley and Llobregat delta aquifers*. 18th Salt Water Intrusion Meeting, Cartagena: 693-705.

Vázquez-Suñè, E., Abarca. E., Carrera, J., Capino, D., Gámez, D., Simó, T. *et al.* (2006). Groundwater modelling as a tool for the European Water Framework Directive (WFD) application: the Llobregat case. *Physics and Chemistry of the Earth, 31*: 1015-1029.

Vilaró, F. (1967). *Balance del aprovechamiento actual del Bajo Llobregat. Documentos de Investigación Hidrológica 2*. Centro de Estudios, Investigación y Aplicaciones del Agua. Barcelona: 155-169.

08

Campo de Cartagena y Mar Menor



Nota preliminar: se presentan los rasgos principales de esta área piloto para encuadrar sus características, pero no se hace referencia expresa a todos los conceptos contenidos en los temas que evaluar, ya que sería una tarea muy superior a la pretendida y para la que en muchos casos no hay referencias disponibles o de fácil acceso. Por esta razón, parte de las evaluaciones son de conocimiento experto, sometidas al filtro de los posibles revisores y con el riesgo de cierta subjetividad.

8.1.
Antecedentes y características generales de los acuíferos del Campo de Cartagena y del Mar Menor

Las características generales del Campo de Cartagena se muestran en la tabla 8.1.

Tabla 8.1. Características generales del Campo de Cartagena

Datos geográficos	Longitud 0°43'W-10°7'W	Latitud 37°37'N-37°48N	Coord. Torre Pacheco 0°57'W y 37°44'N
	Rango altitudes 0-1000 m	Altitud de Torre Pacheco 40 m	Superficie 1602 km^2
Acuíferos	Tipos de acuíferos Libres y confinados	Formaciones dominantes Detríticas siliciclásticas y carbonatadas	N.º de MASb 4
Temperatura media °C en Torre Pacheco		Media 17	Rango medias mensuales 11-24
Precipitación media mm/a	En áreas interiores 350	En Torre Pacheco 270	En áreas bajas < 300

Términos del balance medio de agua subterránea, hm³/a	Recarga precipitación 70	Infiltración ríos 0	Retornos riego 20
	Recarga artificial 0	Recarga total R 90	
	Descarga natural interna y externa, D 9	Extracciones, B 80	Descarga inevitable por intrusión, Di (1)
	Consumo actual de reservas V 0	Agua exportada 0	
Aporte de agua, hm³/a	Importada Máx. 122 (concesión TTS)	Desalinización Capacidad 30	Regenerada (20)
Socioeconomía	Población comarcal 430.000	Renta per cápita (VAB) 17.000 Đ	Actividad principal Agricultura y turismo
Instituciones	Autoridad del agua General: CH Segura Local: DG Agua-CARM	Asociaciones de usuarios 2 comunidades de regantes	Comunidades aguas subterráneas en proceso
Mercados de agua	Generales No, oferta pública tarifada	De aguas subterráneas No hay	Comercio informal Hay, informal
Calidad agua subterránea	Salinidad Baja a alta	Componentes nocivos Nitratos	Intrusión marina Actualmente menor
Contaminación agua subterránea	Causas principales agricultura	Contaminación por Nitratos	

Nota: datos redondeados de la década de 2010 (MASE, 2015; SASMIE, 2017). Los datos hacen referencia al estado medio de explotación del acuífero en el momento.

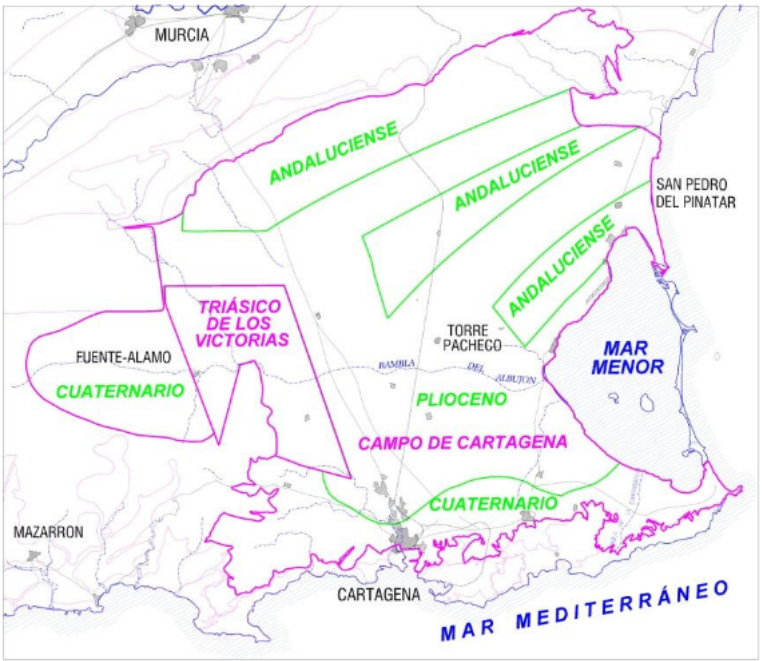


Figura 8.1. Acuíferos en relación con el Campo de Cartagena (modificado de Rodríguez-Estrella, 2014)

El Campo de Cartagena es una depresión compleja, rellena por materiales depositados desde el Mioceno superior al Cuaternario, con afloramientos de carbonatos triásicos que están intensamente explotados y con acuíferos menores asociados a la antigua zona minera de la Sierra de Cartagena (Robles-Arenas y Candela, 2010, figura 8.1) que están en una MASb separada. El inicio de las extracciones fue en 1917-1928 mediante sondeos perforados en los acuíferos profundos (García-Aróstegui *et al.*, 2013a), algunos de ellos inicialmente surgentes.

La comarca llamada Campo de Cartagena comienza al pie de la Sierra de Carrascoy y tiene 1602 km^2. En el plan hidrológico de 2021-2027 (PHS, 2022) contiene una masa de agua subterránea principal, la MASb Campo de Cartagena (070.052; 1239 km^2) y tres masas menores, las MASb Cabo Roig (070.053; 61 km^2), Sierra de Cartagena (070.063) y Triásico de Los Victorias (070.054; 110 km^2). La MASb Sierra de Carrascoy (070.055; 108 km^2) no es parte de la depresión, pero está relacionada con ella hidrológicamente. El Campo de Cartagena está formado por depósitos detríticos, margas poco permeables y calcarenitas, arenas y conglomerados permeables desde el Mioceno medio hasta el Cuaternario, y por mármoles y esquistos permotriásicos (Sierra de Los Victorias y Cabezo Gordo). Los sedimentos yacen sobre un basamento permotriásico que también contiene formaciones permeables, en ocasiones muy permeables por fracturación y karstificación.

Una síntesis del funcionamiento hidrogeológico del Campo de Cartagena puede verse en la figura 8.2 y se detalla en MASE (2015) y en las citas que se aportan en dicha publicación, así como en Rodríguez Estrella (1995) y Jiménez-Martínez *et al.* (2010, 2011). Los estudios de los acuíferos inferiores son escasos.

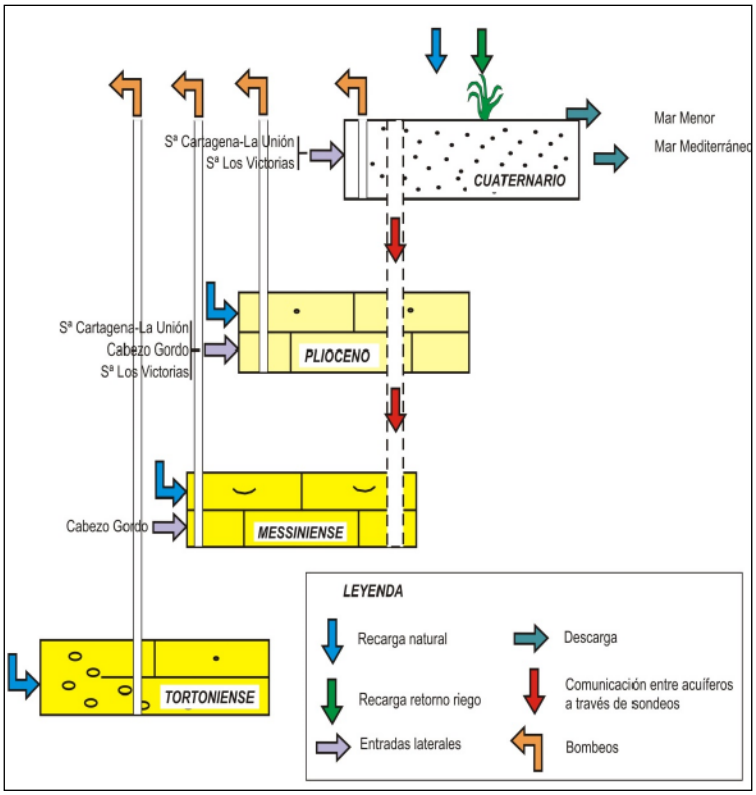


Figura 8.2. Esquema simplificado del acuífero multicapa del Campo de Cartagena, de hasta 1500 metros de espesor

Nota: el único acuífero libre es el Cuaternario, junto con el Plioceno en algunos sectores, con un espesor máximo de 80 metros (Jiménez-Martínez *et al.*, 2010, 2011).

El Campo de Cartagena propiamente dicho no limita directamente con el mar Mediterráneo, excepto en los extremos NE y SE, ya que en la parte costera central se encuentra el Mar Menor.

El Mar Menor es una gran albufera cerrada por una notable barra (restinga) arenosa y volcánica, denominada La Manga, de 24 km de longitud y un máximo de 500 m de anchura, que lo aísla del mar Mediterráneo, salvo por tres canales de conexión (golas). Tiene 135 km^2 y almacena unos 500 hm^3, con una profundidad media de 4,5 m y máxima de 7,3 m. El agua es más salina que la del mar Mediterráneo a consecuencia de la evaporación, aunque la diferencia se ha ido reduciendo. Además del intercambio con el mar Mediterráneo, el Mar Menor recibe aporte de agua superficial y subterránea del Campo de Cartagena, de forma visible por la Rambla del Albujón y por descarga difusa del acuífero superior a lo largo del litoral de contacto. La descarga subterránea es posiblemente mucho mayor que la superficial.

El Mar Menor es un elemento hidrológico-hidrogeológico de gran importancia económica, que está asociado al turismo y a la ecología y sus servicios. Su área y su zona de influencia presenta un gran dinamismo socioeconómico, con una gran convergencia de actividades, como agricultura, turismo, pesca, antiguas explotaciones mineras, etc.

Aunque el funcionamiento hidrodinámico del Mar Menor está dominado por el intercambio de agua con el mar Mediterráneo, la descarga de agua subterránea del acuífero superior del Campo de Cartagena es muy relevante y puede haber contribuido a la reducción de la salinidad a lo largo del tiempo.

Las circunstancias hidrológicas, de calidad y ecológicas del Mar Menor han ido cambiando rápidamente en las últimas tres décadas en relación con la actividad humana y agrícola de su entorno. Las fuentes principales de los elementos causantes de la eutrofización son las aguas de diferentes orígenes: agrícola, residuales urbanas, escorrentías causadas por lluvias torrenciales y aguas subterráneas. Se estima que el 50% del nitrógeno inorgánico disuelto proviene de fuentes agrícolas (regadío y ganadería), mientras que el 70% del fósforo total y el 91% del carbono orgánico provienen de fuentes puntuales urbanas (CARM, 2017).

En el Mar Menor se tiene un serio problema ambiental, que origina una gran conflictividad social y económica. No es algo nuevo —hubo episodios de mala calidad en la década de los ochenta—, aunque se han agravado considerablemente en el último lustro, en el que destacan tres episodios: sopa verde (mayo de 2016), mortandad de peces en la playa de Villananitos de Lo Pagán (octubre de 2019) y aparición de peces muertos en las playas de la cubeta sur del Mar Menor (agosto de 2021).

La alta carga de nitratos que presenta el acuífero superior es en buena parte la herencia de las malas prácticas agrícolas de hace décadas (riego por superficie con gran aporte de nitratos), ganadería y vertidos de aguas urbanas.

Existieron centenares de pequeñas y medianas plantas de desalobración del agua captada (Aparicio *et al.*, 2017) para mejorar su calidad del agua salobre del acuífero superior y otros, para riego, en momentos de sequía o cuando el aporte del trasvase Tajo-Segura no estaba disponible o era insuficiente para cubrir la demanda. En este sentido, el Real Decreto 356/2015, de 8 de mayo, por el que se declaraba la situación de sequía en el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Segura y se adoptaban medidas excepcionales para la gestión de los recursos hídricos, en su artículo 8 contemplaba la puesta en servicio de instalaciones de desalobración de aguas subterráneas como apoyo y complemento a una dotación escasa, estando condicionada su autorización a la recogida y evacuación de las salmueras al mar, así como a cuantas otras condiciones pudieran imponer las Administraciones competentes. Esas plantas producían un rechazo de agua salada que, al concentrar el elevado contenido en nitrato de las aguas del acuífero, agravaba esa contaminación y la del Mar Menor. Estas plantas desalobradoras están actualmente fuera de uso o desmanteladas. El salmueroducto construido con fondos públicos para evacuar las aguas saladas de

rechazo era insuficiente y no se encontraba finalizado, con numerosos accesos no legalizados, y descargaba en el Mar Menor. Aunque en 2009 se produjo la declaración de interés general de las obras de recogida y eliminación de las salmueras procedentes de la red de desalobradoras del Campo de Cartagena y su vertido al mar Mediterráneo, finalmente la Administración no ejecutó estas infraestructuras. Los problemas de eutrofización observados en el Mar Menor, agravados en la primavera de 2016, llevaron a la eliminación del salmueroducto y las desalobradoras y el bombeo asociado. Así, la situación se ha vuelto crítica en cuanto a que se han elevado los niveles freáticos e incrementado la descarga al Mar Menor. Respecto a la disponibilidad de agua y escasez de recursos, dado que han sido años con suficiente agua de trasvase, no se han producido problemas significativos, pero la situación podrá agravarse en un futuro cercano si no existe una fuente de agua que sustituya al papel que estaba realizando la desalobración que ya no se realiza.

En el plan hidrológico (PHS, 2015, 2022) se considera la zona hidráulica Mar Menor, que contiene una MASb principal, el Campo de Cartagena (n.º 52) de 1239 km^2, y tres MASb menores: n.º 53 Cabo Roig (61 km^2), n.º 54 Triásico de Los Victoria (110 km^2) y n.º 55 Triásico de Carrascoy (108 km^2).

8.2.
Estado de la explotación y uso del agua subterránea

En el Campo de Cartagena, los regadíos tradicionales comenzaron con la extracción de agua subterránea con bombas accionadas por molinos de viento. En las décadas de los sesenta y los setenta se intensificó la extracción de las aguas subterráneas con nuevos sondeos. En la década de los ochenta, con el funcionamiento del trasvase del Tajo-Segura, se redotaron y ampliaron los regadíos del Campo de Cartagena. Los cultivos predominantes en la zona regable, por orden de importancia, son los hortícolas (lechuga, melón, alcachofa y brócoli), cítricos (limonero y naranjo) y cultivos de invernadero (pimiento). Se trata de una de las zonas agrícolas más productivas y tecnificadas de Europa (Soto-García *et al.*, 2014).

Según el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura 2015Ð2021, la superficie bruta regable es de 78.676 ha, mientras que la neta es de 43.071 ha (UDA 57 Resto Campo de Cartagena, regadío mixto de acuíferos, depuradas y desalinizada; UDA 58 Regadíos redotados del TTS de la ZRT Campo de Cartagena, más la superficie bruta de la UDA 75 Cota 120 Campo de Cartagena). Se emplean unos 190 hm^3/año de agua, de los que el 30% son de origen subterráneo local en un año húmedo y hasta el 75% en un año seco; el resto es aporte del trasvase Tajo-Segura (TTS), cuando dispone de caudales para funcionar, con un máximo legal de 122 hm^3/a y un aporte promedio de 60 hm^3/a en las casi cinco décadas de operación, agua de la cuenca del Segura, reutilización y agua desalinizada marina de las plantas de Torrevieja, Escombreras y Valdelentisco, con 21,7 hm^3 para la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena en el año hidrológico 2020-2021 (Torrevieja y Escombreras).

Los pozos captan agua de la compleja disposición hidrogeológica. Se estima que en el año 2018 había más de 1000 pozos operativos u operables. Desde 2018 la CHS ha clausurado más de un centenar, pero no se dispone de un inventario actualizado.

Desde 2019-2020 la superficie agrícola bajo riego ha empezado a disminuir debido a las limitaciones impuestas por la autoridad nacional del agua (CHS, 2020) y el Gobierno regional (CARM, 2021) en relación con los problemas de eutrofización del Mar Menor y la contaminación por nitrato de la MASb Campo de Cartagena, que en 2020 ha sido declarada en riesgo de no cumplir los objetivos de calidad.

La evaluación de la recarga es compleja por la diversidad de formaciones (Baudron *et al.*, 2014). Se ha modelado numéricamente la recarga en campos de cultivo (Jiménez-Martínez *et al.*, 2010, 2011). Según el PHS (2015), la recarga por la precipitación se estima en 76 hm^3/a y en 18 hm^3/a por retornos de riego.

García Aróstegui *et al.* (2017) y Jiménez *et al.* (2016) estiman una recarga de 66 hm³/a en un área de 675 km², dominantemente retornos de riego. Contando con 560 km² no regados, la recarga total se evalúa en 110 hm³/a en todo el afloramiento de Cuaternario. La descarga se evalúa en 18 hm³/a de agua superficial y 8 hm³/a de forma difusa a lo largo del contacto con el Mar Menor, principalmente al N de la Rambla del Albujón (Senent *et al.*, 2009). Esta descarga difusa se estimó en 5 hm³/a por el IGME en 2009 y en 8 a 12 hm³/a por Jiménez *et al.* (2016). Estos datos se han reevaluado recientemente en una actualización del modelo en una tesis universitaria. La extracción de agua subterránea se estima en 50-60 hm³/a, que puede llegar hasta 100 hm³/a en años de disminución de los aportes exteriores de agua. Estas cifras consideran áreas no coincidentes del todo y con distintas circunstancias. Un balance típico medio equilibrado del acuífero tiene unas entradas por la precipitación de 50 hm³/a más 15 hm³/a de retornos de riego, con una salida por bombeo de 60 hm³/a y difusa a la costa de 5 hm³/a, en un momento en que ya ha casi cesado el consumo de reservas, pero que se usaron grandemente en el pasado. Esas cifras varían según los estudios y actualmente son objeto de estudio detallado y notables debates.

8.3.
Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea

Como se ha comentado anteriormente, antes de la llegada del TTS ya existía una explotación intensiva de agua subterránea en los acuíferos multicapa del Campo de Cartagena, con grandes descensos piezométricos y consumo de reservas de agua subterránea, hasta situarse muy por debajo del nivel del mar, aunque sin intrusión marina manifiesta generalizada, debido a que la geología a lo largo de la costa separa los niveles permeables carbonatados profundos del mar, aunque no localmente. El acuífero superior Cuaternario presentó problemas de salinización por intrusión marina.

La figura 8.3 muestra la evolución de niveles en las tres formaciones principales del Campo de Cartagena, antes y después de la llegada del trasvase Tajo-Segura (TTS) y el origen del agua destinada a riego. Los acuíferos juegan un importante papel de regulador de la disponibilidad de agua, aunque su operación no está planificada. Su explotación aumenta notablemente en épocas de sequía, en especial cuando no hay aporte del TTS.

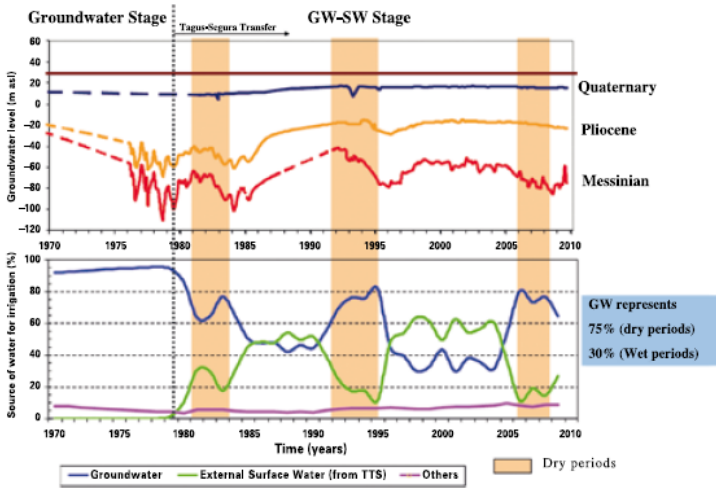


Figura 8.3. Evolución de niveles en las tres formaciones principales del Campo de Cartagena, antes y después de la llegada del trasvase Tajo-Segura y origen del agua destinada a riego

Nota: en sombreado los periodos secos. El agua subterránea supone el 30% del total utilizado en periodos húmedos y normales y el 70% en periodos secos (García Aróstegui *et al.*, 2013b; Cabezas, 2011).

La tendencia al descenso piezométrico anterior a 1979 se frenó en el acuífero superior con la llegada del agua del TTS, debido a la recarga de excedentes de riego (Rodríguez Estrella, 1995), aunque continuó en los profundos hasta amortiguarse por menor explotación. En años de escasez, con menor o nulo aporte externo de agua, las reservas de los acuíferos profundos (de menor salinidad), y más recientemente del acuífero superficial con desalobración, cubrían las disminuciones de agua importada.

El agua subterránea extraída se fue haciendo cada vez más salina a causa de los retornos de riego en muchos lugares, en especial desde la consolidación y extensión de campos regados tras el TTS, de modo que, para tener un agua adecuada para los cultivos, los agricultores y los que ofertan agua proceden a efectuar mezclas. En los campos regados con agua del TTS se producen menos retornos por mayor eficiencia en el riego, y aunque eso supone mayor factor de concentración, se hace a partir de un agua de mucha menor salinidad.

La gestión y planificación hidrológica del Campo de Cartagena-Mar Menor corresponde a la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), que reglamentariamente tiene un Consejo del Agua. El plan hidrológico considera el conjunto de la demarcación, no contiene tratamientos individualizados de las diferentes unidades de gestión y está orientado a la demanda de agua para el riego y al uso del agua. Las competencias de la CHS se solapan con las del Gobierno de Murcia en aspectos de ambiente, agricultura y ordenación del territorio, con algunas situaciones no bien resueltas para actuaciones eficaces.

Desde el año 2019 existe una red específica de monitorización del acuífero Cuaternario en la franja costera del Mar Menor, constituida por diecinueve piezómetros en los que se registran datos cinco-minutales de nivel piezométrico, temperatura del agua y conductividad eléctrica.

Se ha optimizado la gestión de recursos de agua dentro de la demarcación mediante el modelo de ayuda a la toma de decisiones SIMGES-AQUATOOL, que incluye la planificación de las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena (PHS, 2015). Recientemente se han desarrollado modelos de simulación de las aguas subterráneas para estudiar las actuaciones con el propósito de remediar la seria degradación del Mar Menor (Tragsatec, 2020). Se están realizando otras actuaciones importantes relacionadas con la mejora del conocimiento hidrogeológico del área.

Según el PHS (2015), las cuatro MASb están en mal estado cuantitativo (por niveles), químico (nitratos, plaguicidas y salinidad) y total. Se argumenta una consideración menos rigurosa para 2027 en el Campo de Cartagena y Cabo Roig, mientras que se espera conseguir el buen estado en las otras dos MASb. Para el plan hidrológico 2022-2027 se ha valorado la posibilidad de condiciones menos estrictas (García Aróstegui, 2020).

La recuperación de costes del agua de la demarcación hidrográfica del Segura se evalúa en el 57% y en el 83% para las aguas subterráneas si no se consideran aspectos ambientales, o el 70% si se consideran. No hay datos específicos para el Campo de Cartagena.

8.4.
Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos

La explotación intensiva de las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena y otros lugares del Levante español es una realidad que ha producido notables beneficios sociales y un importante cambio social, pero también tiene aspectos negativos. En la mayor parte de los acuíferos, los cambios parten principalmente de la década de los sesenta, con pleno desarrollo a partir de la de los setenta. Por un lado, se

traducen en un servicio de abastecimiento razonable y seguro a una población rápidamente creciente y a un sector turístico en expansión. Por otro lado, se ha potenciado un gran desarrollo agrícola, de frutales y huerta, con muy notable desarrollo de la agricultura de invernadero para los mercados españoles y europeos, que ha transformado una sociedad socioeconómicamente pobre en otra cuya renta per cápita supera a la media nacional. Se trata de un ámbito complejo en el que hay áreas servidas casi exclusivamente con aguas superficiales con otras en que la fuente son aguas subterráneas, sin acceso a aguas superficiales, y otras mixtas en que unos recursos se combinan con otros según las circunstancias. A esos recursos se unen desde la década de los noventa el uso de agua regenerada para agricultura y del agua marina desalinizada para abastecimiento a población y en menor grado, pero significativo, a la agricultura. Lo que era un área de frecuente emigración, no solo se ha estabilizado, sino que ha atraído y acomodado población emigrada nacional y extranjera. La intervención pública ha sido y es muy importante en la gestión de los recursos de agua superficiales, mientras que en la social y privada ha sido limitada y escasa. La inversión privada local ha sido esencial para el desarrollo de las aguas subterráneas a nivel local y en buena parte es la que ha llevado a la actual situación de explotación intensiva del agua subterránea y consumo de reservas.

El principal problema del Campo de Cartagena es la escasez de agua de calidad y la incertidumbre sobre la disponibilidad de la misma. Los acuíferos tienen una alta salinidad, con una CE superior en muchas ocasiones a 5 mS/cm. No hay actualmente aguas subterráneas profundas de buena calidad excepto en algunos pozos. El acuífero superior del Campo de Cartagena contiene agua salobre en extensas áreas, en especial en las más bajas, con salinidad superior a la tolerable para riego. El origen es principalmente los retornos de riego, aunque también puede quedar un residuo no lixiviado de salinidad de épocas pasadas, en parte climática a causa de la aridez.

La intrusión marina a lo largo del litoral tuvo cierta relevancia moderada antes del TTS, pero actualmente está limitada y localizada debido a que, con el aporte de aguas trasvasadas, la recarga al acuífero superior supera normalmente a la extracción, salvo en sequías. Esto ha provocado el incremento de la descarga de agua subterránea al litoral, que se hace mayormente al Mar Menor. El aporte de agua del TTS influye sensiblemente en la recarga y en la salinidad del Campo de Cartagena, lo que repercute en el Mar Menor (Baudron *et al.*, 2014; Jiménez-Martínez *et al.*, 2016). No obstante, las sondas disponibles están evidenciando que la recarga se produce principalmente asociada a los eventos de precipitación de cierta intensidad.

En el interior del Campo de Cartagena, con el aumento de la explotación mediante pozos profundos se ha visto un progresivo aumento de la salinidad. La causa no es intrusión marina actual, sino la existencia de aguas antiguas marinas o que están afectadas por la disolución de sales evaporitas de las formaciones locales.

Buena parte de los pozos tienen derechos privados según la disposición transitoria de la Ley de Aguas de 1985, ya que son anteriores a esa fecha. Deberían estar inscritos o en trámite de inscripción en el catálogo de aguas privadas, pero no es la realidad. Al ser parte de las aguas subterráneas captadas del régimen anterior a la actual Ley de Aguas, pueden ser objeto de transacciones de agua privadas en acuerdos bilaterales, mayormente no documentados, en especial en momentos de escasez de agua.

La utilización de los recursos de agua subterránea salobre del Campo de Cartagena se hace comúnmente por mezcla. El agua salobre local se mezcla con agua dulce importada del TTS, agua desalinizada o agua procedente de las estaciones depuradoras de aguas residuales usadas. Cada agricultor hace la mezcla más conveniente de las aguas disponibles, adecuada al momento y cultivo, cuidadosamente controlada y de modo a minimizar el coste.

Como ya se ha comentado anteriormente, hasta hace pocos años era frecuente que el agua subterránea salobre, principalmente de los acuíferos Cuaternario y Plioceno, previamente al uso fuese tratada por ósmosis inversa para reducir la salinidad, cuando era económicamente rentable, mediante varios centenares de pequeñas plantas desalobradoras, con capacidad de 400 y 3000 m^3/día, unas fijas y otras móviles, para operar allí donde conveniera y además evitar problemas de regulación y permisos administrativos. Debido a la actual problemática del Mar Menor, desde 2016 estas actividades se comenzaron a controlar y actualmente la desalobración es casi inexistente y no está permitida. Si en las épocas de escasez se hace un empleo final de agua con una alta conductividad eléctrica, se pueden producir problemas de salinización de suelo y de reducción de la productividad y calidad de la producción agrícola. A causa del empleo de aguas con alta CE, se aportan enmiendas al terreno. En parte se trata de agricultura ecológica sin plaguicidas.

La reutilización de aguas residuales es una fuente importante de recursos de agua agrícola, la depurada al menos secundariamente en riegos de cultivos leñosos y con tratamiento terciario para los cultivos de hortalizas. Su uso se hace a través de mezcla con otras aguas. Un problema emergente es el aumento de la concentración de boratos en el agua subterránea, que procede de la recarga por excedentes de riego de la aplicación de aguas regeneradas, que tienen una significativa proporción de agua marina desalinizada, en la que el contenido en boratos se mantiene cerca de 1 mg/L.

El riego está muy tecnificado. Las restricciones del suministro de agua han inducido importantes cambios en el riego, más allá de los derivados de la modernización del regadío (Soto-García *et al.*, 2013) y que consideran las notables variaciones temporales.

La mayoría de los regantes están agrupados en la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena, con más de 9700 comuneros y un área regable de unas 42.000 ha, y en la Comunidad de Regantes de Arco Sur-Mar Menor, con un área regable de unas 3000 ha.

En el Campo de Cartagena, además de un gran problema de salinidad del agua subterránea, se tiene incertidumbre en las disponibilidades de agua trasvasada en cantidad y calidad para plantear las campañas agrícolas. Esto explica la existencia de numerosas balsas de los propios agricultores, en las que se trata de conseguir la mezcla adecuada al cultivo. La Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena dispone de una capacidad de balsas de regulación de unos 2,5 hm^3.

Las plantas desalobradoras producían un rechazo del orden del 25% de los caudales bombeados. Se estima que llegaron a totalizar unos 1000-1200 L/s en la parte SE del Campo de Cartagena. Este rechazo tenía un alto contenido en nitrato derivado de la concentración de las propias aguas de alimentación. Parte del agua salina y salmuera de rechazo se conducía parcialmente a una red pública construida por el Ministerio de Medioambiente a finales de la década de los noventa, que confluía parcialmente a la Rambla del Albujón, tributario al Mar Menor y que actualmente ha sido eliminado. Otra parte, desconocida, se infiltraba en el terreno y debió contribuir a la salinización del acuífero superior Cuaternario. Es una actuación que se sanciona cuando se detecta, aunque posiblemente ya no es una práctica generalizada. Además, las descargas pueden producir impactos en la calidad del suelo por la alta salinidad. Hasta agosto de 2016, la Rambla del Albujón descargaba de 200 a 300 L/s, muy variables, buena parte de los cuales procedían de los salmueroductos y escasamente de descarga del acuífero. Esto está actualmente controlado, además de incorporar un tratamiento de las aguas de población que se vierten, según las disposiciones vigentes y con especial atención a la eliminación del fósforo para tratar de controlar la eutrofización del Mar Menor.

La seria degradación del agua del Mar Menor (Esteve Selma *et al.*, 2016; Martínez y Esteve Selma, 2019; Ruiz Fernández *et al.*, 2020) es actualmente una causa de conflictos sociales y entre las Administraciones.

Aunque el origen de los nutrientes que causan la eutrofización es conocido, hay discrepancias en el detalle, en quién la origina y cuándo se originó (Martínez Fernández *et al.*, 2013; Martínez Fernández, 2022), en parte para buscar responsables administrativos y culpar o disculpar a los regantes. Aunque se ha progresado notablemente en el conocimiento técnico-científico en la década anterior, incluso con intentos de identificación del origen del nitrato con ayuda isotópica, faltan estudios adicionales y planteamientos integrales en vez de sectoriales en busca de responsables.

La Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena, la mayor del área, no gestiona las aguas subterráneas. Cada agricultor que dispone de un pozo lo puede usar en momentos de escasez y puede venderla a terceros mediante acuerdos bilaterales que no se suelen registrar. Lo mismo sucede con otras comunidades de regantes. En los últimos años se han clausurado numerosos pozos.

8.5.
Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real

De acuerdo con lo expresado en el capítulo 6, en la tabla 8.2 se determina el índice de estrés hídrico y la modulación que se deriva, y en la tabla 8.3 se evalúa la gestión y la gobernanza del agua subterránea.

Tabla 8.2. Determinación de un índice de estrés hídrico y correcciones que se derivan

Índices normalizados	Rango	Comentarios
Índice de explotación i = B/R, de 0 a → 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	4,6	B/R = 80/90 = 0,9
Índice de explotación ampliado i = (B+Di)/R, de 0 a → 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	4,6	(B+Di)/R = (80 + 1)/90 = 0,9
Índice de estrés hídrico i = (B+Di)/(R-V), de 0 a → 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	4,6	(B+Di)/(R-V) = (80 + 1)/(90-0) = 0,9
Términos de modulación		
Afección a cantidad del agua de descarga utilizable	5	No queda agua de descarga utilizable
Afección a calidad del agua de descarga utilizable	5	Agua de descarga salobre a salina
Efecto ecológicos	5	Muy serio en el Mar Menor
Afección a garantía del abastecimiento no agrícola	5	En general debe ser importada
Afección a garantía del abastecimiento agrícola	4	Encarecimiento, escasez y salinidad
Efectos geotécnicos negativos	1	No hay
Promedio de los términos, p	4,2	
Factor de corrección f = (9 - p)/4	1,2	
Índice estrés hídrico corregido IEhc = f·(B+Di)/(R-V)	5,0	

Nota: valores entre 1 = nulo o no significativo y 5 = mucho. B = extracción; R = recarga; V = reserva anual usada. Valores 1 a > 5; si > 5 se anota como 5.

Tabla 8.3. Evaluación de la gestión y la gobernanza del agua subterránea

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1	**Criterios de conocimiento hidrogeológico básico**	**2,0 → 1,7**	
1.1	**Conocimiento de la cantidad de agua del sistema acuífero**	**2,6 → 1,6**	
1.1.1	Existencia de cartografía hidrogeológica y su soporte geológico	4	Mejorable
1.1.2	Suficiente delimitación de las unidades hidrogeológicas y sistemas acuíferos	4	Detallar unidades profundas
1.1.3	Existencia de suficientes observaciones piezométricas espaciales y temporales	3	Ha mejorado en el acuífero Cuaternario; escasas en los acuíferos profundos
1.1.4	Elaboración periódica de la información hidrogeológica y del balance de agua	1	Sexenalmente el PHS, no de detalle para el Campo de Cartagena. Hay datos discrepantes
1.1.5	Existencia de modelos de flujo del agua subterránea utilizables	1	Solo de estudio, no usados en gestión. Algunos en desarrollo reciente
1.2	**Conocimiento de la calidad del agua del sistema acuífero**	**1,2 → 1,2**	
1.2.1	Existencia de cartografía de la calidad del agua y del riesgo de contaminación	2	Parcial y escasa
1.2.2	Existencia de suficientes y adecuadas observaciones de la calidad	1	Escasa y no específica. Dudas sobre la representatividad de los puntos de control
1.2.3	Información sobre el estado hidrológico del suelo y del medio no saturado	1	Escasa información
1.2.4	Existencia de modelos de calidad y transporte de masa utilizables	1	No disponibles
1.3	**Conocimiento del estado de los recursos de agua subterránea**	**2,2 → 2,2**	
1.3.1	Buen conocimiento de las captaciones y perforaciones existentes	2	Inventario incompleto y no actualizado
1.3.2	Buen conocimiento y determinación de las extracciones y drenajes	2	Deficiente
1.3.3	Buen conocimiento del uso del agua subterránea	3	Control local; deficiente general
1.3.4	Conocimiento del coste de extracción del agua subterránea	2	A nivel privado; no a nivel general
1.3.5	Observación y conocimiento de los resultados de la explotación	2	Vigilancia territorial insuficiente
2	**Criterios administrativos, legales y económico-sociales**	**2,1 → 1,7**	
2.1	**Aspectos administrativos**	**1,7 → 1,2**	

Clave	Tema	Valor	Comentarios
2.1.1	Buen sistema de inventario y registro de autorizaciones y permisos de extracción	2	Deficiente; en mejora por la CHS
2.1.2	Buen control y vigilancia de extracciones legales, ilegales y no autorizadas	2	Deficiente; mejorando
2.1.3	Buena vigilancia de acciones potencialmente contaminantes	2	Insuficiente; mejorando
2.1.4	Posibilidad de suficiente policía territorial	2	Deficiente
2.1.5	Administración del agua subterránea experta y suficientemente dotada	2	Deficiente
2.1.6	Posibilidad de tasar las extracciones de agua subterránea de cualquier tipo	1	Deficiente
2.1.7	Posibilidad de tasar acciones contaminantes para el acuífero	1	No abordado
2.2	**Aspectos legales**	**2,2 → 2,2**	
2.2.1	Suficiente consideración de las aguas subterráneas en la normativa legal	3	Deficiente
2.2.2	Sistema eficiente de resolución de conflictos por vía normativa	2	Falta rapidez, eficacia y apoyo
2.2.3	Existencia y aplicación de sanciones por incumplimiento o acciones ilegales	2	Deficiente; mejorando
2.2.4	Responsabilidad por abusos en la cantidad y calidad, actuales o pasados	2	Procedimientos judiciales en marcha
2.3	**Aspectos económico-sociales**	**2,3 → 1,8**	
2.3.1	Recuperación de costes derivados de la explotación del agua subterránea	3	Lo hacen los privados; no los indirectos
2.3.2	Adecuado uso de los ingresos por tasas en beneficio de usuarios y del acuífero	1	Poco claro
2.3.3	Existencia de acuerdos sociales entre usuarios y con la población	2	Preliminar y mejorable
2.3.4	Suficiente financiación de observación, estudios y elaboración de datos	2	Falta desarrollo
2.3.5	Economía que no requiere subsidios directos e indirectos para el uso	3	Desalinización marina subsidiada
2.3.6	Disposición de los usuarios y la población al pago por mejoras o sostenibilidad	3	Poca disposición actual; dominan otros costes y consideraciones
3	**Criterios de gestión y buena gobernanza**	**2,1 → 1,6**	
3.1	**Aspectos en relación con la gestión del agua subterránea**	**2,2 → 1,2**	
3.1.1	Existencia de un organismo estatal responsable de la gestión	5	Confederación Hidrográfica del Segura
3.1.2	Disponibilidad de recursos y medios económicos para la gestión y observación	2	Escasa; mejorada recientemente

Clave	Tema	Valor	Comentarios
3.1.3	Existencia de comunidades de usuarios que participan realmente en la gestión	2	Existen, pero no gestionan el recurso
3.1.4	Participación efectiva de los usuarios en la gestión y observación y control	2	Gestión incipiente. Ha crecido fuertemente en observación y control
3.1.5	Consideración de las aguas subterráneas en la seguridad hídrica	3	En el plan hidrológico; poco desarrollado en el área salvo por privados
3.1.6	Consideración y práctica de la gestión integrada de recursos de agua	1	Casi sin desarrollar
3.1.7	Planes apropiados sostenibles para mitigar sequías con agua subterránea	1	No en esta área
3.1.8	Planificación hidrológica de la gestión infraestructural, efectos y financiación	3	En el plan hidrológico; poco definido
3.1.9	Planificación hidrológica de la gestión no infraestructural, efectos e implantación	2	Poco abordado salvo a iniciativa privada
3.1.10	Planificación sin sobreconcesión de derechos de uso del agua subterránea	2	Efectos anteriores sin resolver
3.1.11	Gestión en el marco de restricciones acordadas con los usuarios	1	Incipiente
3.2	**Aspectos de la gobernanza del agua subterránea**	**2,0 → 2,0**	
3.2.1	Participación de las instituciones de la sociedad civil	2	Debate y discrepancias sobre el papel del acuífero en relación con el Mar Menor
3.2.2	Capacidad del organismo de gestión para coordinar con otras planificaciones	2	Incipiente, a través del plan hidrológico, relación con comunidad autónoma
3.2.3	Coordinación eficaz con el sector agrícola	2	Escaso. Tensiones por recientes medidas cautelares para evitar la contaminación
3.2.4	Planificación específica e integrada, compatible con la buena gobernanza	1	Insuficiente
3.2.5	Fácil acceso y transparencia en la información	2	Insuficiente; mejorando
3.2.6	Elaboración de información accesible y comprensible a los no expertos	2	Insuficiente
3.2.7	Existencia de un órgano independiente que evalúe los aspectos ético-morales	1	No existe
3.2.8	Consideración de la equidad territorial y temporal al acceso a los recursos de agua	2	En el plan hidrológico; sin detalle en el Campo de Cartagena
3.2.9	Existencia de una institución para lograr y conservar la buena gobernanza	2	No localmente; a medias a nivel estatal y autonómico
3.2.9	Minimización de las interferencias políticas y de sindicatos	2	Notable interferencia política. El debate ha trascendido al ámbito nacional y europeo
	Índice de gobernanza	**2,1 → 1,7**	

Nota: los resultados se reúnen en la tabla 8.4.

Tabla 8.4. Resultados de las evaluaciones del estrés hídrico de la gestión y de la gobernanza del agua subterránea

Concepto	Evaluación	Comentarios
Índice de estrés hídrico corregido (IEhc)	5,0	Alto estrés hídrico de los acuíferos
Índice de gestión	2,2 → 1,2	Deficiente
Índice de gobernanza (Ig)	2,1 → 1,7	Pobre
Factor de corrección f = (9 - IEhc)/4	1,0	
Gobernanza corregida = f · Ig	2,1 → 1,7	Pobre

Nota: valores entre 1 (nulo) y 5 (máximo).

8.6.
Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y la buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo

Las importantes implicaciones hidrológicas, económicas, sociales y ambientales del Campo de Cartagena-Mar Menor requieren una institución específica de gobernanza local que reúna a la Administración de agua estatal y autonómica, las comunidades de regantes y a los usuarios del agua subterránea, y a los agricultores, agentes turísticos e instituciones académicas. Esta institución debe tener unos estatutos bien definidos, gozar de un pacto político que posibilite su independencia y que actúe con suficiencia y transparencia. Es un reto significativo, que además debe ir acompañado por medios suficientes de observación. Es importante que esa institución disponga de una oficina técnica propia, con los apoyos externos que sean necesarios. Se ha avanzado en los últimos años con la creación del Observatorio del Mar Menor por parte del Gobierno de Murcia y con la Oficina Técnica del Mar Menor por parte del Ministerio de Transición Ecológica. Existen otros foros, como el Comité Científico del Mar Menor y el Comité de Seguimiento del Mar Menor, en los que es frecuente abordar los problemas de los acuíferos locales.

El daño acumulado requiere actuaciones mantenidas a largo plazo y que la población, autoridades y fuerzas políticas sean conscientes de que no hay soluciones mágicas y rápidas y de que hay que invertir hoy para obtener resultados que son diferidos. Por esta razón, la sociedad civil, con apoyo de las instituciones de conocimiento, han de tener una labor orientadora principal. Sin embargo, se ha observado que, a nivel técnico e incluso judicial, en los procedimientos en marcha no hay suficiente comprensión del funcionamiento del acuífero, singularmente en cuanto a cómo se evalúa el almacenamiento de contaminantes en el acuífero y las velocidades de flujo.

Posiblemente se tengan que lograr excepciones a lo dispuesto en la Directiva Marco del Agua para permitir el uso económico del territorio compatible con el buen estado ecológico y la seguridad hídrica, en un nuevo contexto de gestión integrada de los recursos de agua. Esto puede incluir obras de recogida de excedentes de riego y su evacuación segura, preservando la calidad de las aguas costeras, además de autorregulación de las actividades económicas agronómicas, turísticas y de otro tipo que se desarrollen y la modificación de las mismas.

8.7. Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza

El Campo de Cartagena-Mar Menor es un ejemplo paradigmático de los problemas que se derivan de las actuaciones en relación con los recursos de agua sin un análisis amplio de las consecuencias a largo plazo y de las externalidades, que en este caso no eran aparentes en primera instancia a causa de un planteamiento sectorial y cortoplacista. El trasvase Tajo-Segura fue una solución infraestructural a una situación de desarrollo agrícola con agotamiento de recursos de agua subterránea, pero con notables beneficios directos a la sociedad local.

El trasvase frenó parte de la explotación excesiva de los acuíferos profundos y eliminó la intrusión marina en el acuífero superior. Si no hubiese llegado el agua trasvasada, posiblemente la situación estaría muy degradada, como en los acuíferos próximos de Mazarrón o entorno de Fuente Álamo. Si se hubiese efectuado un control exhaustivo de los acuíferos en términos de calidad y cantidad (superficies de riego), la situación sería otra. Es la consecuencia de la ausencia de gestión de las aguas subterráneas.

Como dicho trasvase no está siempre disponible y suele fallar o mermar en años secos, obliga entonces a los agricultores a forzar las extracciones de agua subterránea o a no cultivar. La solución es con visión de suministro, pero no integral que considere cómo el aporte de agua afecta al conjunto, en especial a través de los retornos de riego y sus consecuencias adicionales a medio plazo, que son de lenta y costosa reversibilidad. Se trata de una situación que precisa adoptar medidas comprensivas y pactadas, con conocimiento de la dinámica y buena y transparente información al público y que requiere que una parte de los beneficios se destinen a paliar los daños y a reparar la situación, manteniendo la operatividad de las soluciones estructurales, pero potenciando las no estructurales. Entre las soluciones está una reinterpretación de la aplicación de la Directiva Marco del Agua, dentro de los actuales límites —con suficiente conocimiento— y la negociación de modificaciones que se apoyen en la finalidad social última, en el contexto local y en la equidad en el ámbito europeo. La aplicación de subsidios no bien definidos y sin finalidades muy específicas puede retrasar y agravar la actual situación.

8.8. Referencias

Aparicio, O., Candela, L., Alfranca, O. y García-Aróstegui, J. L. (2017). Economic evaluation of small desalination plants from brackish aquifers. Application to Campo de Cartagena (SE Spain). *Desalination, 411*: 38-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2017.02.004

Aragón, R., Jiménez-Martínez, J., García-Aróstegui, J. L. y Hornero, J. (2009). Hidrogeología y recursos hídricos subterráneos en el área Campo de Cartagena Mar Menor. En: *El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia, 85-108.

Baudron, P., Barbecot, F., García-Aróstegui, J. L., Leduc, C., Travi, Y. y Martínez-Vicente, D. (2014). Impacts of human activities on recharge in a multilayered semiarid aquifer (Campo de Cartagena, SE Spain). *Hydrological Processes*. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.9771

Cabezas, F. (2011). Explotación de las aguas subterráneas en la cuenca del Segura. En: F. Villarroya, L. De Stefano y P. Martínez-Santos (coords.), *El papel de las aguas subterráneas en la política del agua en España*. SHAN Series 3. Fundación Botín: 1-103 http://www.fundacionbotin.org/monografías_observatorio–delagua_publicaciones.htm.

CARM (2017). *Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor*. Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor. https://canalmarmenor.carm.es/wp-content/uploads/2020/07/Informe-Integral-sobre-el-estado-ecol%C3%B3gico-del-Mar-Menor.pdf

CARM (2021). Ley 4/2021 de recuperación y protección del Mar Menor. BORM 220 de 22/09/2021.

CHS (2020). Anuncio de la Confederación Hidrográfica del Segura, O.A. sobre acuerdos adoptados en la Junta de Gobierno celebrada el día 16 de julio de 2020 relativos a la declaración de la masa de agua subterránea 070.052 Campo de Cartagena en riesgo de no alcanzar el buen estado cuantitativo y químico. *BOE núm. 208*, de 1 de agosto de 2020.

Esteve Selma, M. A., Martínez Martínez, J., Fitz, C., Robledano, F., Martínez Paz, J. M., Carreño, M. F. *et al.* (2016). Conflictos ambientales derivados de la intensificación de los usos en la cuenca del Mar Menor: una aproximación interdisciplinar. En: V.M. León y J. M. Bellido, *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado.* Temas de Oceanografía, 9. Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. Madrid: 79-112. ISBN 978-84-95877-55-0.

García Aróstegui, J. L. (2020). *Informe: procedencia de la declaración de la masa de agua subterránea 070.052 Campo de Cartagena, en riesgo de no alcanzar el buen estado cuantitativo o químico*. IGME: 4528-2020.

García-Aróstegui, J. L., Joaquín Jiménez-Martínez, J., Paul Baudron, P., Hunink, J., Contreras, S. y Candela, L. (2016). Las aguas subterráneas en el Campo de Cartagena-Mar Menor. En: Víctor M. León y José M.ª Bellido (eds.), *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado.* Instituto Español de Oceanografía. Temas de Oceanografía, 9: 231-250. ISBN 978-84-95877-55-0.

García Aróstegui, J. L., Marín Arnaldos, F. y Martínez Vicente, D. (2017). Hidrogeología. En: *Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor, informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor.* Región de Murcia y Espacios Naturales Región de Murcia, cap. 1: 7-22. http://canalmarmenor.es/download/40/comite-cientifico/1594/informe-integral-sobre-el-estado-ecologico-del-mar-menor.pdf

García Aróstegui, J. L., Senent Alonso, M., Martínez Vicente, D., Aragón Rueda, R., Rodríguez Estrella, T., Solís García-Barbón y L., Baudron, P. (2013a). Hidrogeología de la cuenca del Segura. En: M. Senent Alonso y J. L. García Aróstegui (coord.), *Sobreexplotación de acuíferos en la cuenca del Segura: evaluación y perspectivas.* Instituto Mediterráneo del Agua, Murcia, cap. 4: 51-64.

García Aróstegui, J. L., Senent Alonso, M., Martínez Vicente, D., Aragón Rueda, R., Rodríguez Estrella, T., Solís García-Barbón, L. *et al.* (2013b). La sobreexplotación de acuíferos. En: M. Senent Alonso y J. L. García Aróstegui (coord.), *Sobreexplotación de acuíferos en la cuenca del Segura: evaluación y perspectivas.* Instituto Mediterráneo del Agua, Murcia, cap. 5: 65-133.

Jiménez-Martínez, J., Candela, L., García-Aróstegui, J. L. y Aragón, R. (2011). A 3D geological model of the Campo de Cartagena, SE Spain: Hydrogeological implications. *Geologica Acta*. https://doi.org/10.1344/105.000001703

Jiménez-Martínez, J., Candela, L., Molinero, J. y Tamoh, K. (2010). Groundwater recharge in irrigated semi-arid areas: quantitative hydrological modelling and sensitivity analysis. *Hydrogeology Journal, 18*: 1811-1824.

Jiménez-Martínez, J., García-Aróstegui, J. L., Hunink, J., Contreras, S., Baudron, P. y Candela, L. (2016). The role of groundwater in highly human-modified hydrosystems: a review of impacts and mitigation options in the Campo de Cartagena-Mar Menor coastal plain (SE Spain). *Environmental Reviews, 24*(4): 377-392.

Martínez, J. y Esteve Selma, M. A. (2019). *El colapso ecológico de la laguna del Mar Menor. Retos de la planificación y gestión del agua en España*. Informe 2019, Observatorio de las Políticas del Agua (OPPA). Colección Informes Nueva Cultura del Agua: 61-75.

Martínez Fernández, J. (2022). *El Mar Menor. Falacias y realidades*. Observatorio de Políticas del Agua (OPPA). Fundación Nueva Cultura del Agua. Zaragoza: 1-15. https://fnca.eu

Martínez Fernández, J., Fitz, C., Esteve, M. A., Guaita, N. y Martínez-López, J. (2013). Modelización del efecto de los cambios de uso del suelo sobre los flujos de nutrientes en cuencas agrícolas costeras: el caso del Mar Menor (sudeste de España). *Ecosistemas 22*(3): 84-94.

MASE (2015). *Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: minería del agua subterránea en España*. E. Custodio (ed.), UPC y SUEZ Advanced Solutions (AQUALOGY)-Cetaqua, Barcelona: 1-490. http://h2ogeo.upc.edu/es/proyectos-empresa-ghs#d%C3%A9cada-2010

PHS (2015). *Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2015/21: Memoria*. Confederación Hidrográfica del Segura, Murcia: 1-762.

PHS (2022). *Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura (revisión de tercer ciclo: 2022-2027). Memoria*. Confederación Hidrográfica del Segura, Murcia: 1-335.

Robles-Arenas, V. M. y Candela, L. (2010). Hydrological conceptual model characterisation of an abandoned mine site in semiarid climate: The Sierra de Cartagena-La Unión (SE Spain). *Geologica Acta, 8*(3): 235-248.

Rodríguez Estrella, T. (1995). Funcionamiento hidrogeológico del Campo de Cartagena. *Hidrogeología, 11*: 21-38.

Rodríguez-Estrella, T. (2014). The problems of overexploitation of aquifers in semi-arid areas: characteristics and proposals for mitigation. *Boletín Geológico y Minero, 125*(1): 91-109.

Ruiz Fernández, J. M., León, V. M., Marín Guirao, L., Giménez Casalduero, F., Alvárez Rogel, J., Esteve Selma, M. A. *et al*. (2020). Informe de síntesis sobre el estado actual del Mar Menor y sus causas en relación a los contenidos de nutrientes. *Boletín Contencioso Administrativo. La protección del Medioambiente: Derechos de la Ciudadanía. Juezas y Jueces para la Democracia, 3*(2): 4-12.

SASMIE (2017). *Salinización de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles*. Preparado por E. Custodio para UPC y Suez Solutions-CETAQUA. UPC *e-books*, Barcelona: 1-852 http://hdl.handle.net/2117/111515

Senent, M., Martínez-Vicente, D., Cabezas, F., García-Aróstegui, J. L. y Baudron, P. (2009). Aproximación mediante modelización matemática a la evaluación de las descargas del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor (Murcia). En: *El Mar Menor. estado actual del conocimiento científico.* Fundación-Instituto-Euromediterráneo-del-Agua, Murcia.

Senent Alonso, M. y García-Aróstegui, J. L. (coords.) (2013). *Sobreexplotación de acuíferos en la cuenca del Segura: evaluación y perspectivas*. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia: 1-234.

Soto-García, M., Martínez-Álvarez, V., García-Bastida, F., Alcon, F. y Martin-Gorriz, B. (2013). Effect of water scarcity and modernisation on the performance of irrigation districts in south-eastern Spain. *Agricultural Water Management, 124*: 11-19.

Soto-García, M., Martínez Álvarez, V. y Martín Górriz, B. (2014). *El regadío en la Región de Murcia. Caracterización y análisis mediante indicadores de gestión*. SCRATS, Murcia.

Tragsatec (2020). *Modelo de flujo acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena. Cuantificación, control de la calidad y seguimiento piezométrico de la descarga de agua subterránea del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor*. Grupo Tragsa.

09

Sistema acuífero de **Sierra** de **Gádor-Campo** de **Dalías**



Nota preliminar: se presentan los rasgos principales de esta área piloto para encuadrar sus características, pero no se hace referencia expresa a todos los conceptos contenidos en los temas que evaluar, ya que sería una tarea muy superior a la pretendida y para la que en muchos casos no hay referencias disponibles o de fácil acceso. Por esta razón, parte de las evaluaciones son de conocimiento experto, sometidas al filtro de los posibles revisores y con el riesgo de cierta subjetividad.

9.1.
Antecedentes y características generales del sistema acuífero de Sierra de Gádor-Campo de Dalías

Las características generales de Sierra de Gádor-Campo de Dalías se resumen en la tabla 9.1.

Tabla 9.1. Características generales la Sierra de Gádor (SG)-Campo de Dalías (CD)

Datos geográficos	Longitud SG-2º31'-2º57'W CD- 2º34'4"N-2º55'W	Latitud SG-36º49'-36º48'N CD- 36º40N-36º48N	Coord. El Ejido 2º48'W y 36º46'N
	Rango altitudes SG 200 a 2240 m CD 0 a 200 m	Altitud de El Ejido 55 m	Superficie, km^2 SG- 670 CD- 367
Acuíferos	Tipos de acuíferos SG: libre CD: libre a confinado	Formaciones dominantes Carbonatadas y detríticas	N.º de MASb 1
Temperatura media ºC en El Ejido	Rango anual medio 11-17	Media en El Ejido 18	Medias mensuales en El Ejido 12-26
Precipitación media mm/a	En áreas altas 900	En El Ejido 250	En áreas costeras 150

Términos del balance medio de agua, hm³/a	Recarga precipitación 80	Infiltración barrancos 15	Retornos riego 5
	Recarga favorecida y lateral 15	Recarga total R 120	
	Descarga natural interna y externa, D 0	Extracciones, B 150	Descarga inevitable, Di. 5
	Consumo de reservas por intrusión marina V 35	Agua exportada A Almería	
Aporte de agua, hm³/a	Importada 10	Desalinización Capacidad 30	Regenerada 10
Socioeconomía	Población 230.000	Renta per cápita (VAB) 16.000 Đ	Actividad principal Agricultura
Instituciones	Autoridad del agua General: DHCMA Local: no hay	Asociaciones de usuarios Existen	Comunidades aguas subterráneas Parciales
Mercados de agua	Generales No hay	De aguas subterráneas No hay	Comercio informal Existe
Calidad agua subterránea	Salinidad Baja, alta localmente	Componentes Dureza y sulfatos	Intrusión marina En profundidad y local
Contaminación agua subterránea	Causas principales Retornos de riego	Contaminación nitratos	

Nota: datos redondeados de la década de 2010 (MASE, 2015; SASMIE, 2017; PHCMA, 2015). Los datos hacen referencia al estado medio de explotación del acuífero en el momento.

La ubicación de la Sierra de Gádor y del Campo de Dalías y las referencias geográficas se muestran en la figura 9.1 y en la figura 6.1 del capítulo 6.

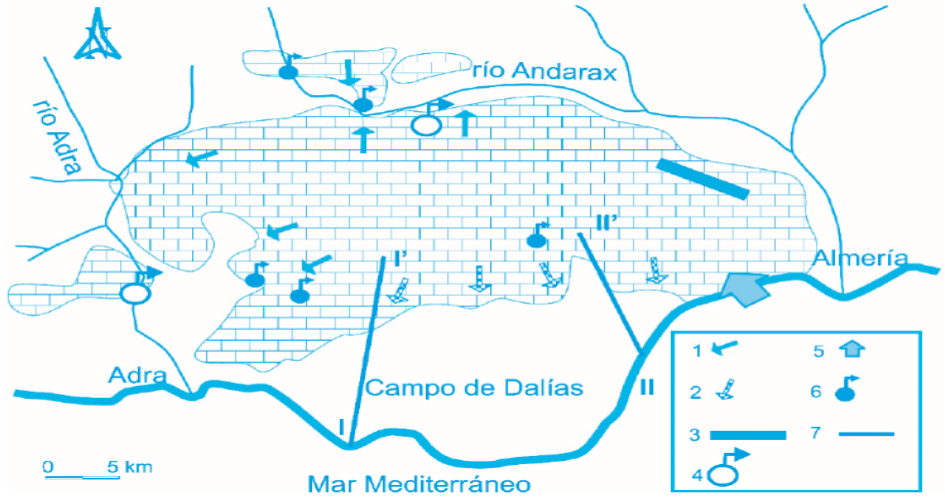


Figura 9.1. Sistema Sierra de Gádor-Campo de Dalías

Nota: 1 = descarga en superficie, 2 = flujo del agua subterránea, 3 = dren, 4 = manantial principal, 5 = intrusión marina, 6 = manantial histórico y 7 = fractura importante. Modificado de Pulido-Bosch *et al.* (2012) y Pulido-Bosch (2013).

Administrativamente se ha definido una única MASb, la n.º 13, denominada Sierra de Gádor-Campo de Dalías, que limita al W con la del Adra y sector occidental de la Sierra de Gádor y estribaciones orientales de Sierra Nevada y al E con el Bajo Andarax. La MASb es parte del sistema de explotación III-4, que incluye la cuenca del río Adra, con un total de 1457 km^2.

La Sierra de Gádor tiene 2382 m de altitud y una extensión de alrededor de 670 km^2.

La geología y la hidrogeología del conjunto del área han sido objeto de detallados y continuados estudios por la Unidad Territorial del Instituto Geológico y Minero de España en Almería entre 1970 y 2010 durante cuatro décadas. El acuífero principal de la Sierra de Gádor está en dolomías triásicas y llega a superar 600 m de potencia. Su estructura geológica es compleja (Domínguez Prats, 2000). Se asemeja a una potente bóveda de carbonatos triásicos sobre una base impermeable regional, que drena superficial y subterráneamente hacia el interior al Medio Adra y Alto-Medio Andarax y descarga principalmente hacia el lado costero por su flanco meridional. Este flanco meridional es el más extenso y se hunde bajo cientos de metros de formaciones impermeables a efectos prácticos, aunque toma contacto directo con el mar por Aguadulce y a través de los acuíferos superpuestos, en general porosos, de la cobertera del Campo de Dalías. La Sierra de Gádor recibe una precipitación media de 400 mm/a, con nieve que persiste hasta dos meses al año en las áreas más altas. Es un área principal de recarga, donde además hay unos cien diques artificiales para favorecer la infiltración de las relativamente importantes escorrentías ocasionales de sus cincuenta y cinco ramblas (Cantón *et al.*, 2010). Más del 20% de las cubetas de los diques están actualmente colmatadas (Pulido-Bosch, 2013), pero se podrían habilitar graveras y huecos mineros y realizar nuevas obras pequeñas para reforzar la recarga (Frot *et al.*, 2008).

El Campo de Dalías, con unos 300 km^2 de superficie, está al pie de la vertiente marítima de la Sierra de Gádor. Forma una llanura costera de poco relieve, con escaso desarrollo de la red hidrográfica y con un sustrato paleozoico-triásico alpujárride formado por dos mantos tectónicos superpuestos, que aparecen en superficie en la Sierra de Gádor y que en la planicie y el mar está bajo la cobertera miocena-pliocena y cuaternaria de gran variedad litológica que colmata parcialmente la fosa. Está afectada por varias generaciones de fallas con distintas direcciones dominantes. Es una depresión rellena de materiales detríticos de hasta más de 1000 m de espesor, en su conjunto impermeables, que incluyen calcarenitas permeables de cobertera. Este relleno recubre formaciones que contienen importantes acuíferos en dolomías fracturadas, que son la prolongación del flanco meridional de la Sierra de Gádor, que es su principal área de recarga. La base del relleno cenozoico del Campo de Dalías tiene una profundidad superior a 100 m bajo el terreno y separan una fosa interior de la depresión costera.

Dentro de la llanura del Campo de Dalías se identifican distintos acuíferos relacionados directa o indirectamente entre sí y con el mar, principalmente los dos inferiores (inferior occidental e inferior noreste), formados por materiales carbonatados del manto de Gádor, y los dos superiores (superior central y superior noreste), formados por 100-150 m de calcarenitas, gravas, arenas y conglomerados del Plioceno. Actualmente se explotan preferentemente las formaciones profundas de dolomías, cuya estructura geológica es muy compleja, con una compartimentación en bloques separados por fracturas (Domínguez Prats, 2000; Domínguez Prats *et al.*, 2001; Pulido-Bosch *et al.*, 2000).

En régimen natural, la descarga final de la recarga a los acuíferos se hacía al mar. En la actualidad solo lo hace cuando los niveles piezométricos lo permiten. Desde hace varias décadas se produce una progresiva intrusión marina.

El Campo de Dalías tiene un extraordinario desarrollo de cultivos intensivos bajo plástico, desde 14.000 ha en 1991 a 20.000 ha en 2012, con más de 2000 millones de euros de valor de la producción.

La Administración del agua (PHCMA, 2015; RAEMIA, 2017) mantiene una red de observación piezométrica y de la calidad/salinidad en los acuíferos del Campo de Dalías de unos 20 puntos, que es escasa para la importancia hidrogeológica del área y su complejidad, y que en algunos casos tiene puntos no adecuados. La red que mantuvo el IGME durante más de dos décadas fue mucho más extensa. La interpretación de las tendencias en la cantidad y la calidad del agua subterránea no se realiza de forma separada por sistemas y acuíferos, por lo que carece de sentido hidrogeológico y supone una mala información que dificulta la correcta gestión de este sistema acuífero.

9.2.
Estado de la explotación y uso del agua subterránea

Las aguas subterráneas son el principal recurso natural de agua y el único en el Campo de Dalías-Sierra de Gádor. Están sometidas a una explotación muy intensiva. En el sistema acuífero de Campo de Dalías, en el poniente almeriense, se extraen 140 hm^3/año de agua de los acuíferos locales, de los que 125 hm^3/año son de los acuíferos profundos (Domínguez Prats *et al.*, 2013). Existe un total de 112 comunidades de riego, que distribuyen agua fundamentalmente de origen subterráneo a unas 17.000 ha de regadío. Se trata de algo más de 100 hm^3/año para cerca de 20.000 comuneros. Casi 40 hm^3/año son para el abastecimiento urbano de unos 400.000 habitantes de nueve municipios, incluida Almería capital. El agua subterránea destinada a industria y otros usos es menor que 1 hm^3/año.

De los grandes manantiales existentes, solo subsiste el de las Fuentes de Marbella, aguas abajo del embalse de Benínar, en el Río Grande de Adra, con un caudal de 400 a 500 L/s (Pulido-Bosch, 2013), fuera del Campo de Dalías propiamente dicho. El manantial costero de Aguadulce dejó de manar y actualmente es una vía preferente de intrusión marina. En la Sierra de Gádor existen diversos pequeños manantiales.

El inventario de puntos de captación de aguas subterráneas no es completo y queda una parte importante de los expedientes de inscripción por resolver.

La evolución piezométrica de los acuíferos de cobertera, para los que hay estabilización o ascenso a causa de menor extracción y recarga por retornos de riego, es distinta de la de los acuíferos profundos (inferiores), en los que las extracciones han ido aumentando. La extracción en 1960 era de 45 hm^3/a para los acuíferos de cobertera y otros 45 hm^3/a para los inferiores. En 2002, esta extracción era de 20 hm^3/a en los acuíferos de cobertera y 120 hm^3/a para los profundos, con un total de 140 hm^3/a (Domínguez Prats *et al.*, 2013).

Se ha producido en descenso continuado del nivel piezométrico en los acuíferos profundos. En algunos pozos la tasa de descenso ha llegado a superar 1 m/año. Sin embargo, en parte de los acuíferos superiores los niveles ascienden por recarga adicional de las fugas de las redes agrícolas de distribución de agua y la infiltración de los excedentes de riego, a pesar de que la eficiencia de riego es grande. Los excedentes de riego son necesarios para mantener la salinidad de los suelos. Así se produce una recarga al acuífero superior con agua salobre y con un elevado contenido en nitratos, lo que origina problemas tanto de calidad como de cantidad (Pulido-Bosch, 2013; PHCMA, 2015).

Los acuíferos profundos están separados del mar a lo largo de la costa por el recubrimiento terciario. Así tienen protección temporal contra la intrusión marina, salvo por las fracturas y fallas. No es así lateralmente, ya que toman contacto con la costa en Aguadulce en el lado oriental y en Balanegra en el lado occidental. En ambos lugares habían existido descargas de agua dulce al mar en estado natural, en especial en Aguadulce (Pulido-Bosch *et al.*, 1994), de donde le viene el nombre. Con el descenso de niveles piezométricos por las extracciones de agua subterránea, estos son puntos de fácil penetración

marina al invertirse los gradientes piezométricos. El área entorno de Aguadulce está salinizada y tiene modificaciones hidroquímicas. La propagación de la salinización a las diferentes unidades es compleja al ser complicadas las relaciones entre ellas. El estudio es difícil debido a que se trata de unidades de grandes espesores cuyas características hidrogeológicas no se han podido reconocer ya que los pozos, a pesar de su a veces gran profundidad, no penetran todo el acuífero, y no se dispone de sondeos de observación diseñados para poder muestrear a diferentes profundidades.

El sistema acuífero contiene agua dulce, que se vuelve salina en profundidad, al menos en algunos sectores en el lado occidental. En las áreas afectadas por intrusión marina, el agua subterránea puede superar 5 mS/cm de conductividad eléctrica (Vallejos *et al.*, 2020; Domínguez Prats, 2000). En determinadas áreas someras el agua subterránea está contaminada por nitratos de origen agrícola, hasta cerca de 300 mg/L NO_3. En Sierra de Gádor se observa un exceso de contenido en flúor en determinados lugares (Daniele *et al.*, 2014).

Además de merma en los humedales costeros del lado de poniente, en el centro del Campo de Dalías, donde hay huecos mineros de extracción de arcilla para las instalaciones agrícolas, se ha formado el humedal conocido como Balsa del Sapo, con agua de 3 a 5 g/L de salinidad (Molina-Sánchez *et al.*, 2014). El origen del agua es la lluvia local, las fugas de redes de distribución y los excedentes de riego. No existía en 1956. La extensión ha ido creciendo, llegando a afectar a los terrenos agrícolas colindantes. Se evalúa un aporte actual de 600 L/s. Desde hace casi una década se bombea el agua de la balsa para verterla en la playa entre Roquetas y Agua Dulce, fuera de la época de baño. Su evacuación al exterior para detener la expansión de la zona inundada supone una costosa inversión y un consumo de energía, como lo es su desalobración para aprovechar esas aguas para la agricultura, con el problema de la eliminación segura de la salmuera residual. Cabe su mezcla con otras aguas de buena calidad con un resultado aceptable para riego, pero hace falta controlar a tiempo el aumento de la concentración del agua salobre.

9.3.
Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea

Los agricultores tienen actualmente un buen nivel técnico y alta capacidad de asociación para la adquisición de insumos y para la venta de sus productos, pero hasta hace dos décadas no se han iniciado asociaciones en relación con los recursos de agua que vayan más allá de las clásicas comunidades de regantes para la gestión y conservación de sus infraestructuras y la defensa de sus derechos de agua.

Desde 1980 hasta el inicio de 2000, la Unidad Territorial del IGME en Almería realizó estudios y observaciones hidrogeológicas regulares. Después, la responsabilidad pasó a la Demarcación de las Cuencas Hidrográficas Mediterráneas Andaluzas. Desde entonces se ha reducido mucho el nivel de observación. La complejidad hace que los resultados sean de difícil entendimiento por los no especialistas y por los que toman decisiones, a pesar del esfuerzo de presentación didáctica realizado por el IGME. No se conoce ningún intento de modelación numérica operativa, salvo un modelo preliminar realizado por Pinilla y Sahuquillo (2001). La Universidad de Almería ha realizado estudios, en parte sustentados en los del IGME, pero con aportaciones propias en cuanto a estudios hidrogeoquímicos.

En el Campo de Dalías, la salinización de los acuíferos inferiores por mezcla con agua de mar es progresiva, por lo que cada vez se dispone de menos recursos de agua subterránea dulce con los que abastecer las demandas. Desde el comienzo de su explotación intensiva, a inicios de la década de los ochenta, la salinización se ha extendido, afectando a las captaciones en la mayor parte de los distintos sectores de bombeo de los acuíferos inferiores. El uso del agua salobre requiere su mezcla con otras aguas de mucha menor salinidad (desalinizadas, desalobradas, las dulces subterráneas, etc.), si están disponibles.

Desde 2015 se cuenta con una pequeña parte del agua de la planta desalinizadora de agua marina de Balerma, por lo que estas mezclas se están iniciando por algunas comunidades de regantes y para algunos abastecimientos urbanos, como la Comunidad de Regantes Sol y Arena y el abastecimiento al municipio de Roquetas de Mar.

La prognosis sobre los acuíferos profundos es la de descenso continuado de niveles de agua, con solo una recuperación temporal notable en años extraordinariamente lluviosos, con un deterioro de la salinidad, por lo menos en parte, por transferencia lateral desde otros acuíferos colindantes. En las últimas cuatro décadas de explotación intensiva se ha producido un consumo anual variable de reservas, pero progresivo. Estas reservas son en parte por descenso de los niveles freáticos en algunos lugares, pero en otros son mayormente de agua dulce que se va reemplazando por agua salobre y agua salada de intrusión marina, lo que es mucho menos conocido y pobremente controlado.

En el plan hidrológico actualmente vigente (PHCMA, 2015) se identifica que el Campo de Dalías es un área vulnerable a la contaminación por nitratos de origen agrícola y relaciona una serie de puntos que proteger (humedales, manantiales, captaciones de abastecimiento). La MASb está en malas condiciones cuantitativas, químicas y globales, excepto la Sierra de Gádor, que tiene un buen estado cuantitativo. El mal estado químico es por conductividad eléctrica, nitratos, amonio, plaguicidas, cloruros y sulfatos. Se prevé que la situación de mal estado de las aguas subterráneas se extienda más allá del horizonte 2027.

El plan hidrológico no tiene previsiones especiales de utilización de las aguas subterráneas para paliar sequías.

La masa de agua que integra los acuíferos del Campo de Dalías se trata en el plan hidrológico como si fuera un embalse único, con evolución en cantidad y calidad en una única dirección, de modo que, si un sector del sistema deja de ser utilizable directamente por la demanda por niveles muy profundos o por salinización, todo el embalse debe considerarse afectado. Sin embargo, atendiendo al conocimiento hidrogeológico, esta concepción no es aplicable al caso de acuíferos complejos como el del conjunto del Campo de Dalías. Se trata de compartimentos con un funcionamiento en buena parte independiente, aunque interrelacionados. La decisión de sus gestores de aplicar el modelo administrativo unitario ha impedido la aplicación de posibles medidas correctoras para reducir las consecuencias de dicho proceso de degradación, ya en estado avanzado.

El IGME recomendó la conveniencia de disminuir el bombeo de los acuíferos inferiores y aumentar el uso (con o sin pretratamiento, según las necesidades de calidad) de los acuíferos de cobertera —los acuíferos poco profundos del Campo de Dalías— en determinadas áreas estratégicas (González-Asensio *et al.*, 2003). Este incremento del bombeo de los acuíferos de cobertera resulta necesario: a) para complementar volúmenes de sustitución de extracciones que puedan suprimirse de los acuíferos inferiores; b) disminuir los daños por ascenso de los niveles del agua de los acuíferos superiores; y c) aumentar el bombeo en determinadas zonas de los acuíferos de cobertera, como en los del sector noreste, localmente afectados por antiguas intrusiones de agua marina, para evitar la transferencia local de flujos de agua salobre hacia zonas aún dulces de los acuíferos inferiores. Sin embargo, la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas prohíbe el incremento de bombeo en los acuíferos de cobertera por no cumplir las normas generales establecidas para las masas de agua. La aplicación de estas normas tiene poco sentido hidrogeológico en este complejo conjunto de acuíferos y no considera el valor económico y social.

Las recomendaciones anteriores están en la misma línea que las que hace la Junta Central del Acuífero de Sierra de Gádor. Si se mantiene la actual actividad, que es lo que se busca para eludir un cambio de paradigma en el uso del agua, para afrontar requerimientos futuros hace falta aportar agua externa o

mejoras internas. Los aportes posibles son la desalinización de agua del mar o la mejora de captación de escorrentías de tormenta y su distribución futura mediante lo que se designa como Autovía de Agua Almanzora-Guadiaro. Además de mejoras para seguir aumentando la eficiencia de uso del agua, las medidas internas incluyen el aprovechamiento del agua del acuífero superior, que actualmente aflora en la Balsa de Sapo y más discretamente en otras depresiones artificiales del terreno, tras mezcla o un tratamiento de desalobración mucho más barato que la desalinización del agua del mar a costes reales directos, pero que no incluye la costosa eliminación segura y ambientalmente aceptable de los rechazos. El aumento de las extracciones medias en los acuíferos superiores disminuiría la presión extractiva directa sobre los acuíferos inferiores. Otras alternativas, aún sin desarrollar, son la regeneración de las aguas residuales urbanas para riego, trasvases y obras para mejorar la regulación y captación de escorrentías sobre las áreas de recarga preferencial del sistema en Sierra de Gádor y para aumentar su recarga efectiva, así como llevar a cabo la cementación y cierre de los sondeos mal proyectados, ejecutados y/o con problemas de envejecimiento, que están provocando la interconexión y contaminación de los acuíferos inferiores.

La gestión de los recursos hídricos del Campo de Dalías sufre el problema adicional de los cambios bruscos de objetivos y enfoques debidos a modificaciones organizativas y políticas. En 2006, a petición de la Junta de Andalucía, con el apoyo de ACUAMED y de la JCUAPA, el IGME definió un programa de actividades científico-técnicas de apoyo a la regeneración-protección posible de los acuíferos del sur de Sierra de Gádor-Campo de Dalías. Solo llegó a realizarse la fase I (2008-2011) de las tres fases del programa, en la que se actualizó el conocimiento hidrogeológico y de la infraestructura de uso de estos acuíferos y se detectó el avance de la salinización en captaciones localizadas en los distintos sectores de bombeo de los acuíferos inferiores.

En el área se dispone de agua procedente del embalse de Benínar, que aporta en promedio 10 hm^3/a, pero muy variable. Hay años sin disponibilidad y otros en que se ha llegado a unos 20 hm^3/a. Cuando se dispone de ella, esta agua la utilizan dos comunidades de regantes y reduce temporalmente las extracciones en determinadas áreas de los acuíferos inferiores.

Con los volúmenes previstos de agua desalinizada, regenerada, del embalse de Benínar y de la que quede utilizable de los acuíferos, no parece que se pueda asegurar el abastecimiento a la actual demanda y controlar la intrusión marina. Hace falta utilizar las extracciones en los acuíferos de cobertera y recursos externos para sustituir parte del bombeo realizado de los acuíferos inferiores.

Las principales entidades de gestión colectiva en el Campo de Dalías son la Comunidad de Regantes Sol y Arena, que distribuye unos 25 hm^3/año agua de riego a unas 6000 ha pertenecientes a 4095 regantes, y la Comunidad de Regantes Sol-Poniente, la única con carácter de corporación de derecho público adscrita al DHCMA. Por lo general, estas comunidades se limitan a una gestión privada del recurso y a la distribución del agua entre los regantes de la misma, sin atención específica al control de los niveles en los pozos, la calidad del agua u otros aspectos relacionados con la evolución del acuífero.

En la Sierra de Gádor existe la Comunidad de Regantes de Sierra de Gádor desde el año 2000. Reúne a los más de diez mil regantes que no aceptaron la propuesta de la Administración de moderar los bombeos y otra serie de normas, y se acogieron a la modalidad de seguir con los derechos anteriores a la Ley de Aguas de 1985 durante setenta y cinco años, y luego pasar a la normativa de control. La Junta General de Usuarios de Aguas Subterráneas de los Acuíferos de la Sierra de Gádor (JCAGG), en El Ejido, la componen diecisiete comunidades de riego (CR). La comunidad ha desarrollado un plan de modernización de las redes de riego, así como la instrumentación necesaria para conocer en tiempo real el comportamiento de los acuíferos en cantidad y calidad y aprovechar las aguas salobres del acuífero superior por mezcla con la de los profundos.

La gestión colectiva de las aguas subterráneas del Campo de Dalías está atribuida a la Junta Central de Usuarios del Poniente (JCUAPA), aunque la visión de la Comunidad de Regantes de Sierra de Gádor puede diferir de la Junta Central al disponer de mayores recursos de agua y también por cuestiones políticas (Lago Núñez, 2015). La Junta Central de Usuarios es una entidad con personalidad única de derecho público de base asociativa (Lago Núñez, 2015). Sus actuales estatutos no permiten ejercer potestades administrativas (administración, distribución) mediante la consideración de Administración pública sometida al derecho administrativo y el cometido de facilitar el derecho de acceso a la información, aplicar los principios democráticos de representación, ampliar la participación, consensuar el plan de ordenación del recurso, facilitar la coordinación entre los usuarios, ayuntamientos, consorcio y administraciones medioambiental, agrícola y sanitaria, y establecer mecanismos de reciprocidad en que se recompense a los que cooperan y sancione a los que no cooperan. La JCUAPA ha dispuesto hasta ahora de escasos recursos económicos para poner en práctica las propuestas de soluciones.

La JCAGG tiene una Asamblea General formada por un representante por cada CR, que tiene un único voto. Sus ingresos para el funcionamiento proceden de sus partícipes. Cuando una participación usa menos agua a nivel anual que la que tiene asignada, es agua que simplemente no se ha extraído del acuífero o que la JCAGG puede disponer para aplicar a otro participante. Si una participación usa más, recibe la de su derecho al precio normal y el exceso a un precio incremental. Los precios son determinados por la Contabilidad de la Junta Central. Si hay agua disponible, se puede vender agua a otros al precio incremental.

En la misma área existe la Plataforma de Defensa de Aguas Privadas, con una Junta General similar a la anterior, pero sin haber realizado inversiones adicionales para su normal funcionamiento. Otras Juntas Centrales importantes son las de Sol Poniente (Balerma, El Ejido), Sol y Arena (Roquetas) y Tierras de Almería (El Ejido). Todas estas Juntas Generales participan en propuestas para afrontar requerimientos futuros mediante el aporte de agua externa o llevando a cabo mejoras internas.

9.4.
Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real

De acuerdo con lo expresado en el capítulo 6, en la tabla 9.2 se determina el índice de estrés hídrico y la modulación que se deriva, y en la tabla 9.3 se evalúa la gestión y la gobernanza del agua subterránea.

Tabla 9.2. Determinación de un índice de estrés hídrico y correcciones que se derivan

Índices normalizados	Rango	Comentarios
Índice de explotación i = B/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5	B/R = 150/120 = 1,3
Índice de explotación ampliado i = (B+Di)/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5	(B+Di)/R = (150 + 5)/120 = 1,3
Índice de estrés hídrico i = (B+Di)/(R-V), de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5	(B+Di)/(R-V) = (150 + 5)/(120-35) = 1,8
Términos de modulación		
Afección a cantidad del agua de descarga utilizable	5	Casi no queda agua de descarga
Afección a calidad del agua de descarga utilizable	5	Casi no queda agua de descarga
Efectos ecológicos	3	Moderado; pocas manifestaciones iniciales

Índices normalizados	Rango	Comentarios
Afección a garantía del abastecimiento no agrícola	5	Riesgo de no bastar sin aportes externos
Afección a garantía del abastecimiento agrícola	4	Encarecimiento y riesgo de escasez
Efectos geotécnicos negativos	2	Solo los de salinización por desplazamiento
Promedio de los términos, p	4,0	
Factor de corrección f = (9 - p)/4	1,2	
Índice estrés hídrico corregido IEhc = f·(B+Di)/(R-V)	5,0	

Nota: valores entre 1 = nulo o no significativo y 5 = mucho. B = extracción; R = recarga; V = reserva anual usada. Valores 1 a > 5; si > 5 se anota como 5.

Tabla 9.3. Evaluación de la gestión y la gobernanza del agua subterránea

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1	**Criterios de conocimiento hidrogeológico básico**	**2,4 → 2,1**	
1.1	**Conocimiento de la cantidad de agua del sistema acuífero**	**2,6 → 1,7**	
1.1.1	Existencia de cartografía hidrogeológica y su soporte geológico	4	Existe con detalle, aunque hay que complementarla
1.1.2	Suficiente delimitación de las unidades hidrogeológicas y sistemas acuíferos	4	Detallar unidades profundas
1.1.3	Existencia de suficientes observaciones piezométricas espaciales y temporales	2	Mejorable; ha empeorado
1.1.4	Elaboración periódica de la información hidrogeológica y del balance de agua	2	Sexenal en el plan hidrológico, no de detalle
1.1.5	Existencia de modelos de flujo utilizables	1	No se dispone
1.2	**Conocimiento de la calidad del agua del sistema acuífero**	**1,5 → 1,0**	
1.2.1	Existencia de cartografía de la calidad del agua y del riesgo de contaminación	2	Parcial, en especial la salina
1.2.2	Existencia de suficientes y adecuadas observaciones de la calidad	2	Escasa y no específica
1.2.3	Información sobre el estado hidrológico del suelo y del medio no saturado	1	Escasa
1.2.4	Existencia de modelos de calidad y transporte de masa utilizables	1	No disponibles
1.3	**Conocimiento del estado de los recursos de agua subterránea**	**3,0 → 3,0**	
1.3.1	Buen conocimiento de las captaciones y perforaciones existentes	3	Inventario no actualizado

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1.3.2	Buen conocimiento y determinación de las extracciones y drenajes	3	Parte de los pozos con contador privado
1.3.3	Buen conocimiento del uso del agua subterránea	4	Control local
1.3.4	Conocimiento del coste de extracción del agua subterránea	3	Lo calculan las comunidades, sin considerar externalidades
1.3.5	Observación y conocimiento de los resultados de la explotación	2	Vigilancia territorial parcial; poco conocimiento de la salinización
2	**Criterios administrativos, legales y económico-sociales**	**2,0 → 1,7**	
2.1	**Aspectos administrativos**	**2,1 → 1,6**	
2.1.1	Buen sistema de inventario y registro de autorizaciones y permisos de extracción	3	Por las comunidades operativas; tramitaciones en curso
2.1.2	Buen control y vigilancia de extracciones legales, ilegales y no autorizadas	3	Por las comunidades operativas
2.1.3	Buena vigilancia de acciones potencialmente contaminantes	2	Insuficiente
2.1.4	Posibilidad de suficiente policía territorial	2	Por las comunidades operativas, en su ámbito y sin encomienda
2.1.5	Administración del agua subterránea experta y suficientemente dotada	2	Escasa actualmente
2.1.6	Posibilidad de tasar las extracciones de agua subterránea de cualquier tipo	2	No en general. Internamente por las comunidades operativas, en su ámbito
2.1.7	Posibilidad de tasar acciones contaminantes para el acuífero	1	No abordado
2.2	**Aspectos legales**	**1,7 Đ 1,7**	
2.2.1	Suficiente consideración de las aguas subterráneas en la normativa legal	2	Falta especificidad
2.2.2	Sistema eficiente de resolución de conflictos por vía normativa	2	Lentitud
2.2.3	Existencia y aplicación de sanciones por incumplimiento o acciones ilegales	2	Poco; no lo hacen las comunidades
2.2.4	Responsabilidad por abusos en la cantidad y calidad, actuales o pasados	1	No se considera
2.3	**Aspectos económico-sociales**	**2,3 Đ 1,8**	
2.3.1	Recuperación de costes derivados de la explotación del agua subterránea	3	No los indirectos y los de encharcamiento
2.3.2	Adecuado uso de los ingresos por tasas en beneficio de usuarios y del acuífero	2	No general. Interno en las comunidades, en su ámbito
2.3.3	Existencia de acuerdos sociales entre usuarios y con la población	2	Poco desarrollado

Clave	Tema	Valor	Comentarios
2.3.4	Suficiente financiación de la observación, estudios y elaboración de datos	2	Escasa
2.3.5	Economía que no requiere subsidios directos e indirectos para el uso	3	Desalinización subsidiada
2.3.6	Disposición de los usuarios y la población al pago por mejoras o sostenibilidad	2	Poca disposición actual
3	**Criterios de gestión y buena gobernanza**	**2,0 → 1,5**	
3.1	**Aspectos en relación con la gestión del agua subterránea**	**2,0 → 1,5**	
3.1.1	Existencia de un organismo estatal responsable de la gestión	5	Cuencas mediterráneas andaluzas
3.1.2	Disponibilidad de recursos y medios económicos para la gestión y observación	2	Escasos
3.1.3	Existencia de comunidades de usuarios que participan realmente en la gestión	2	Existen, pero no gestionan el recurso
3.1.4	Participación efectiva de los usuarios en la gestión y observación y control	2	A través de las comunidades, sin encomienda
3.1.5	Consideración de las aguas subterráneas en la seguridad hídrica	2	Poco desarrollado
3.1.6	Consideración y práctica de la gestión integrada de recursos de agua	1	Incipiente en el plan hidrológico
3.1.7	Planes apropiados sostenibles para mitigar sequías con agua subterránea	1	No desarrollado
3.1.8	Planificación hidrológica de la gestión infraestructural, efectos y financiación	3	En el plan hidrológico
3.1.9	Planificación hidrológica de la gestión no infraestructural, efectos e implantación	1	Poco abordado
3.1.10	Planificación sin sobreconcesión de derechos de uso del agua subterránea	2	Sin acabar de resolver
3.1.11	Gestión en el marco de restricciones acordadas con los usuarios	2	Pocos acuerdos no impuestos
3.2	**Aspectos de la gobernanza del agua subterránea**	**2,1 → 1,6**	
3.2.1	Participación de las instituciones de la sociedad civil	2	Escasa actualmente
3.2.2	Capacidad del organismo de gestión para coordinar con otras planificaciones	2	Incipiente a través del plan hidrológico
3.2.3	Coordinación eficaz con el sector agrícola	3	A través de las comunidades, pero moderado desarrollo
3.2.4	Planificación específica e integrada, compatible con la buena gobernanza	2	Insuficiente
3.2.5	Fácil acceso y transparencia en la información	2	Insuficiente

Clave	Tema	Valor	Comentarios
3.2.6	Elaboración de información accesible y comprensible a los no expertos	2	Insuficiente
3.2.7	Existencia de un órgano independiente que evalúe los aspectos ético-morales	1	No existe
3.2.8	Consideración de la equidad territorial y temporal al acceso a los recursos de agua	2	En el plan hidrológico, sin detalle
3.2.9	Existencia de una institución para lograr y conservar la buena gobernanza	3	No localmente. Sí a nivel general
3.2.9	Minimización de las interferencias políticas y de sindicatos	3	Injerencia política
	Índice de **gobernanza**	**2,1 → 1,4**	

Nota: los resultados se reúnen en la tabla 9.4.

Tabla 9.4. Resultados de las evaluaciones del estrés hídrico de la gestión y de la gobernanza del agua subterránea

Concepto	Evaluación	Comentarios
Índice de estrés hídrico corregido (IEhc)	5,0	Alto estrés hídrico de los acuíferos
Índice de gestión	2,0 → 1,5	Pobre
Índice de gobernanza (Ig)	2,1 → 1,4	Medio a escaso
Factor de corrección f = (9 - IEhc)/4	1,0 → 1,0	
Gobernanza corregida = f · Ig	2,1 → 1,4	Medio a escaso

Nota: valores entre 1 (nulo) y 5 (máximo).

9.5.
Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y la buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo

La importancia social y económica del Campo de Dalías requiere que se establezca una institución local para la gobernanza de las aguas subterráneas y de los recursos de agua en general, con entidad propia, que puede y debería integrar a las comunidades de regantes actualmente existentes. Esta institución de gobernanza debe estar constituida para cumplir los fines deseables y estar dotada de una oficina técnica para llevar a cabo los inventarios, observaciones, mantenimiento de bases de datos y estudios, por sí misma o con el apoyo externo que se precise en cada momento.

En el Campo de Dalías es importante el control y gestión de la salinización, en especial de los acuíferos profundos, lo que requiere además de algunas inversiones notables y suficiente conocimiento técnico-científico. También es importante la gestión de los retornos de riego para evitar su acumulación, en su caso conseguir su aprovechamiento adicional como recurso de agua y su evacuación segura. No es un asunto sencillo en las condiciones físicas locales.

9.6. Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza

El Campo de Dalías tiene un gran valor económico y social, no solo local y nacional, sino europeo. También el grado de tecnificación es grande y con desarrollos competitivos. Eso contrasta con la moderada atención al agua subterránea como recurso primario en riesgo de salinización y con un uso no sustentable, aunque en parte está enmascarado por los aportes de la Sierra de Gádor y la capacidad de regulación interanual del sistema acuífero profundo. Hay diversas acciones de regulación de la explotación por comunidades de regantes, con normas y objetivos distintos y que no cubren todo el territorio y la exportación de agua a Almería, ni las externalidades asociadas a los retornos de riego.

El Campo de Dalías es inevitablemente vulnerable a la contaminación por nitratos y salinización de los acuíferos superiores por la actividad agrícola. Esto supone o un cambio de actividad, poco probable y posiblemente no viable socialmente, o una situación permanente de excepción. Esto último debería plantearse lo antes posible, con los correspondientes intentos de modificación de la normativa.

9.7. Referencias

Cantón, Y., Villagarcía, L., Moro, M. J., Serrano-Ortiz, P., Were, A., Alcalá, F. J. *et al.* (2010). Temporal dynamics of soil water balance components in a karst range in southeastern Spain: estimation of potential recharge. *Hydrological Sciences Journal, 55*: 737-753.

Corominas, J. (2013). *El agua para la agricultura de Almería: de la cultura de "frontera" a la cultura de innovación y la adaptación.* VI Seminario Técnico Agronómico sobre Sostenibilidad de la Agricultura Intensiva en Almería, Almería.

Daniele, D., Corbella, M., Vallejos, A., Díaz-Puga, M. A. y Pulido-Bosch, A. (2013). Geochemical simulations to assess the fluorine origin in Sierra de Gador groundwater (SE, Spain). *Geofluids, 13*: 194-203.

Domínguez Prats, P. (2000). *Funcionamiento hidrogeológico y mecanismos de intrusión marina en sistemas carbonatados de estructura compleja: aplicación al acuífero inferior noreste (AIN) del Campo de Dalías (Almería).* Tesis doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona.

Domínguez Prats, P., Franqueza Montes, P. A., Fernández Jurado, M. A. y Rivera, J. (2013). *Avance en el conocimiento de los acuíferos del sur de Sierra de Gádor-Campo de Dalías, mediante los trabajos en la fase inicial del programa de investigaciones de apoyo a su protección-regeneración.* VI Seminario Técnico Agronómico sobre Sostenibilidad de la Agricultura Intensiva en Almería, Almería.

Domínguez Prats, P., Franqueza Montes, P. A. y González, A. (2001). *El conocimiento de los acuíferos del Campo de Dalías y su implicación en la gestión sostenible integral de los mismos.* V Simposio del Agua en Andalucía, Almería.

Frot, E., Van Wasemael, B. y Benet, A. S. (2008). Water harvesting potential in function of hillslope characteristics: a case from Sierra de Gádor (Almería province, south-east Spain). *Journal of Arid Environments, 72*: 1213-1231.

González Asensio, A., Domínguez Prats, P. y Franqueza Montes, P. A. (2003). *Resultados del proyecto sobre conocimientos alcanzados de los acuíferos del sur de Sierra de Gádor-Campo de Dalías.* IGME, Oficina de Proyectos de Almería. IGME: 1-27.

Lago Núñez, G. (2015). *La organización del ciclo integral del agua en zonas semiáridas, el agua como bien y servicio común.* Tesis doctoral. Departamento de Derecho. Universidad de Almería: 1-329.

MASE (2015). *Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: minería del agua subterránea en España.* E, Custodio (ed.), UPC y SUEZ Advanced Solutions (AQUALOGY)-Cetaqua, Barcelona: 1-490. http://h2ogeo.upc.edu/es/proyectos-empresa-ghs#d%C3%A9cada-2010

Molina-Sánchez, L., Sánchez-Martos, F., Daniele, D., Vallejos, A. y Pulido-Bosch, A. (2014). Interaction of aquifer wetland in a zone of intensive agriculture: the case of Campo de Dalías (Almería, SE Spain). *Environmental Earth Sciences.*

PHCMA (2015). *Plan hidrológico, ciclo de planificación hidrológica 2015/2021*. Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Consejería de Medioambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía. Memoria: 1-480. Apéndice 1: Fichas de caracterización adicional de las masas de agua y resultado de los modelos de simulación: 1-1445.

Pulido-Bosch, A. (2013). *Papel de las aguas subterráneas en clima semiárido: el Campo de Dalías (Almería).* Simposio Agua Subterránea: Recurso Oculto, Estratégico y Global. Instituto de Investigación del Agua de la Universidad de Barcelona, Barcelona.

Pulido-Bosch, A., Andreu Rodes, J. M., Díaz Puga, M. A. y Vallejos Izquierdo, A. (2012). Reflexiones sobre la gestión de recursos hídricos en regiones semiáridas: el sudeste español. *Cuaderno Interdisciplinar de Desarrollo Sostenible (CUIDES), 9*: 41-69.

Pulido-Bosch, A., Molina, L., Vallejos, A. y Pulido, P. (2000). *El Campo de Dalías: paradigma de uso intensivo. Papeles del Proyecto Aguas Subterráneas*. Fundación Marcelino Botín, Madrid, Serie A, 4: 1-54.

SASMIE (2017). *Salinización de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles*. Editado por E. Custodio, para UPC y Suez Solutions-CETAQUA, Barcelona. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona: 1-852. http://hdl.handle.net/2117/111515

Vallejos, A., Daniele, D., Sola, F., Molina, L. y Pulido-Bosch, A. (2020). Anthropic-induced salinization in a dolomite coastal aquifer. Hydrogeochemical Processes. *Journal of Geochemical Exploration, 209*, 106438. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.106438

10

Cuenca del río **Bérchules**

Nota preliminar: Se presentan los rasgos principales de esta área piloto para encuadrar sus características, pero no se hace referencia expresa a todos los conceptos contenidos en los temas a evaluar ya que sería una tarea muy superior a la pretendida y para la que en muchos casos no hay referencias disponibles o de fácil acceso. Por esta razón, parte de las evaluaciones son de conocimiento experto, sometidas al filtro de los posibles revisores y con el riesgo de cierta subjetividad.

10.0.
Características generales de las aguas subterráneas en Sierra Nevada y acequias de careo del río Grande de Bérchules

Sierra Nevada es una agreste cordillera alpina donde en apenas 16 kilómetros de distancia se pueden encontrar más de veinte cimas que superan 3000 metros de altitud sobre el nivel del mar, incluyendo el Mulhacén (3482 m) y el Pico veleta (3398 m), que son la primera y tercera cumbres más altas de la Península Ibérica. No ha sido un lugar fácilmente habitable por su altitud, relieve y condiciones semiáridas, aunque tiene la peculiaridad de contar anualmente con una cubierta de nieve que perdura una buena parte del año y cuya fusión genera recursos de agua en la estación cálida y seca. Esto ha permitido el desarrollo de cultivos en terrazas desde hace siglos, en especial en el entorno de las partes bajas del lado sur, a cambio de una adecuada gestión de los recursos de agua.

En el siglo VIII y siguientes, durante la dominación arábigo-bereber, en Sierra Nevada se construyó una extensa red de canales de agua, denominados acequias, para irrigar la extensa superficie de cultivos en terrazas, de generar pastos, de abastecer a la población y al ganado, de trasferir agua entre cuencas vecinas y de recargar los acuíferos. La recarga de estos acuíferos someros y en régimen de flujo libre, desarrollados sobre los esquistos y materiales periglaciares existentes en las partes altas del macizo, se hace con las denominadas acequias de careo (Martos-Rosillo et al., 2019a; 2019b; Delaigue, 1995). Aunque el origen de los careos se remonta al menos al año 1139, fecha del primer documento escrito donde se menciona a las acequias de careo, su mayor utilización fue en los siglos XIII a XV, cuando se desarrolló el intrincado sistema de canalizaciones y acequias para el mayor aprovechamiento del agua (Martín Civantos, 2010; Vivas et al., 2009; Gómez-Ortiz et al., 2013; Martos-Rosillo et al., 2019).

Las acequias de careo son canales excavados sobre terreno natural, de fondo permeable (sin revestir), para colectar agua del deshielo de la cabecera de los ríos y de los ventisqueros y facilitar su infiltración y consecuentemente la recarga de los acuíferos. Así se extiende la disponibilidad de recursos de agua en la estación seca, en la que casi no llueve y los cursos de agua se secan, y cuando se produce la mayor demanda de agua.

Estas acequias son de tres tipos:

1. Acequias de careo, que sólo se utilizan para incrementar la recarga de los acuíferos. Recogen agua de la zona de cabecera de los ríos y dejan que se infiltre a lo largo del recorrido y en determinados lugares concretos, que son campos de infiltración - simas en la designación local - y donde parece que existen fallas conectadas con manantiales mediante la zona de alteración superficial y una densa red de fracturación que afecta a las rocas metamórficas. Normalmente operan de marzo-abril a junio, coincidiendo con el periodo de acumulación y fusión nival, ya que en los meses anteriores el agua está congelada.
2. Acequias de recarga y riego. Recargan, riegan pastos de octubre a junio y se utilizan para riego de cultivos en áreas bajas de julio a septiembre.
3. Acequias de recarga y transferencia de agua a áreas vecinas. Los recursos de agua se comparten por igual en otoño e invierno, pero desde abril al final de la época de fusión de nieve una porción variable del agua de las acequias, según acuerdos específicos entre comunidades de regantes vecinas, se quedan en la cuenca generadora y a partir de junio todo se queda en la cuenca generadora.

Según el inventario del año 2000, realizado por TRAGSA (Fernández Escalante, 2010), las acequias de careo son más frecuentes e importantes en la parte meridional de Sierra Nevada, donde la precipitación es menor y por tanto se tiene una mayor regulación del agua. En ese año 2000 se identificaron al menos 23 grandes acequias de careo operativas en la falda sur de Sierra Nevada (Granada y Almería), que canalizan y distribuyen las aguas para la recarga de aguas subterráneas (Cano-Manuel y González Ayestarán, 2000; Espín, 2010; Fernández Escalante, 2010). En la actualidad hay cartografiados más de 750 km de acequias careo.

Desde el punto de vista geológico, la red de acequias de Sierra Nevada se extiende fundamentalmente sobre una gran extensión de materiales acuíferos en rocas duras, aunque son poco permeables en su conjunto. Se trata de metapelitas, mayoritariamente esquistos, del Complejo Nevado-Filábride. Estos afloramientos dan lugar a 1358 km^2 de acuífero en rocas duras, formado por la zona de alteración superficial, a la que, en las zonas más altas de la montaña, se superponen formaciones cuaternarias, fundamentalmente de tipo glaciar y periglaciar. En su contorno afloran acuíferos carbonatados de las Alpujarras y del Padul, muy permeables, en los que la red de acequias de careo es mucho menor (Martos-Rosillo et al., 2019).

Los procesos geodinámicos activos en Sierra Nevada, con grandes pendientes y altitudes, las tormentas y el paso de animales provocan cierto deterioro de las acequias, que deben ser reparadas cada año, antes del periodo de funcionamiento. Estas actuaciones de mantenimiento, que realizan los lugareños, consisten en la revisión y reparación de las acequias en los tramos dañados, la retirada de sedimentos en zonas de acumulación y el desbroce de los bordes. Durante el periodo de funcionamiento es el acequiero designado por la correspondiente comunidad de regantes el que se encarga, casi de forma diaria, de repasar y reparar los pequeños daños que pudieran darse en las acequias.

10.1.
Antecedentes y características generales de las aguas subterráneas de la cuenca del río Bérchules

Aquí se considera la pequeña cuenca alpujarreña del río Bérchules, distante 30 km de la costa que, a través de las acequias de careo, recibe agua de la cuenca de Trevélez y además transfiere agua a la vecina cuenca del río Mecina. Las características generales de la cuenca del río Bérchules se resumen en la Tabla 10.1.

Tabla 10.1. Características generales de la cuenca de Bérchules. Datos redondeados de la década de 2010 y en relación con el estado medio de la utilización de las aguas subterráneas en el momento

Datos geográficos	Longitud 3°09'W-3°14'W	Latitud 36°57'N-37°06N	Coord. Bérchules 3°11'W y 36°58'N
	Altitudes: media 1360, entre 420 y 2913 m	Altitud en Bérchules 1319 m	Superficie, 68 km^2
Acuíferos	Tipos de acuíferos- acuitardos: Libres	Formaciones dominantes: esquistos alterados y fracturados y materiales de alteración periglaciar en las zonas altas	Nº de MASb Fracción de 1 MASb
Temperatura media °C en Bérchules	Media anual aguas abajo 13-15	Media en Bérchules 13,1	
Precipitación media mm/a	En media 830	En Bérchules 677	
Términos del balance medio de agua subterránea, hm^3/a	Recarga precipitación 7	Infiltración ríos en cauces 4	Retornos riego 1
	Recarga media por careos 6	Recarga total R 13	
	Descarga natural interna y externa, D 13	Extracciones, B pozos <0,1 manantiales <0,2	Descarga a mantener, Di 0
	Consumo de reservas V 0	Agua subterránea exportada 0	
Aporte de agua, hm^3/a	Importada 0,1-1	Desalinización 0	Regenerada 0
Socio-economía	Población de Bérchules 800		Actividad principal Agricultura
Instituciones	Autoridad del agua General: CMAndaluzas Local: Comun. regantes	Asociaciones usuarios Informal	Comunidades aguas subterráneas No hay
Mercados de agua	Generales: no hay, pero hay acuerdos	De aguas subterráneas No hay	Comercio informal No hay
Calidad agua subterránea	Salinidad Baja	Componentes nocivos No en general	Intrusión marina No hay
Contaminación agua subterránea	Causas principales Agricultura, en tramo final	Contaminación por nitratos al final	

La Cuenca del río Bérchules, de 68 km², está en la ladera sur de Sierra Nevada, entre 2913 m en Cerro del Gallo y 979 m en la estación de aforos de Narila, al final de la cuenca, antes de aportar su caudal medio de 12,6 hm³/año al río Guadalfeo. La red drenaje está formada principalmente por el río Grande de Bérchules y el río Chico (Figura 10.1). El río Guadalfeo tiene con cuenca de 263 km², que descarga al mar Mediterráneo, cerca de Salobreña-Motril.

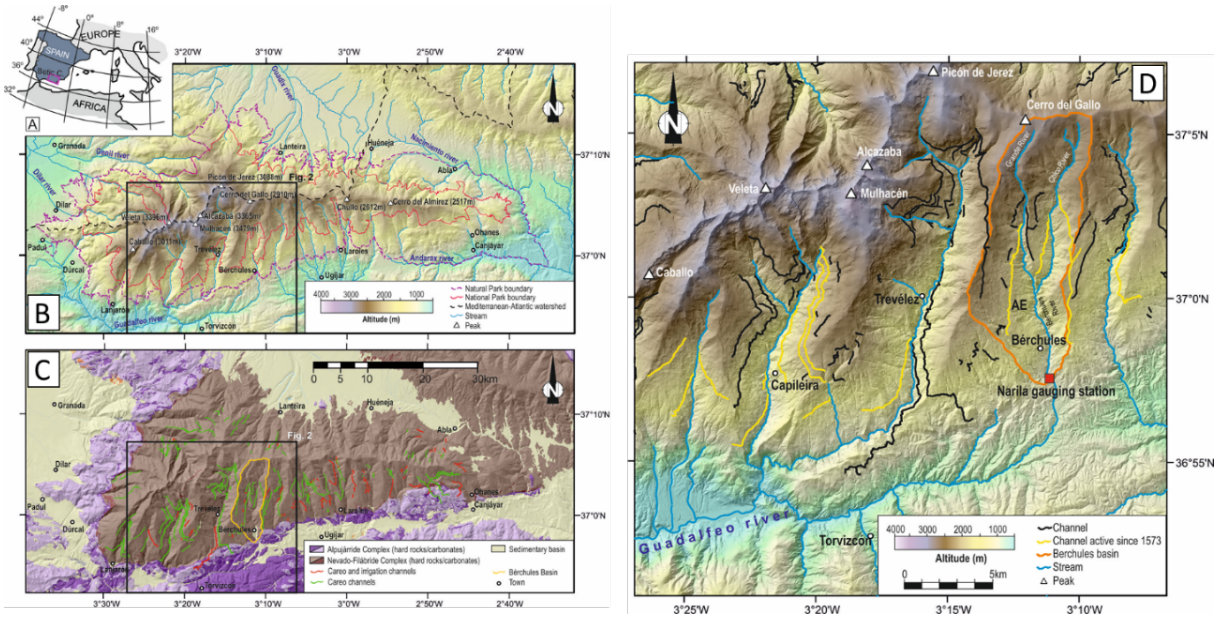


Figura 10.1. Cuenca del Bérchules. (A) Situación general de Sierra Nevada. (B) Atributos físicos y geográficos de los Parques Nacionales y Naturales Sierra Nevada. (C) Mapa geológico de Sierra Nevada e indicación de las acequias más importantes. (D) Mapa de la Cuenca del río Bérchules, su red de drenaje, la ubicación de la estación de aforos de Narila y las acequias más importantes (modificado de Barberá et al., 2018).

La Cuenca del Bérchules está principalmente en el Complejo Nevado-Filábride de rocas de baja permeabilidad, pero con una capa superior alterada de mayor permeabilidad en gran parte de la cuenca, en especial sobre la roca no alterada y con abundantes fisuras, y sedimentos glaciares y periglaciares cuaternarios por encima de 2000 m. El conjunto de esquistos alterados y los sedimentos cuaternarios forman un conjunto moderadamente permeable de 30 a 50 m de espesor (Martos-Rosillo et al., 2019b). Se estima que la parte saturada activa son los 10-20 m más profundos, que constituye un medio acuífero generalizado que se extiende unos 59 km² de los 68 km² de la cuenca, con límites coincidentes con los de la cuenca.

El modelo hidrogeológico conceptual consiste en una recarga por la precipitación y la fusión de nieve, que da origen a recarga del acuífero y a pequeños flujos colgados temporales que alimentan a más de 600manantiales y rezumes de ←0.2 L/s (González-Ramón et al., 2015). El acuífero descarga progresivamente a lo largo del río Bérchules y sus afluentes, lo que se manifiesta en la mayor permanencia de caudales.

La cuenca del Bérchules es relativamente fría, aunque tiene veranos más cálidos y secos. Tanto la precipitación como la temperatura tienen un marcado efecto altitudinal. En la estación de la población de Bérchules, a 1319 m de altitud, los valores medios de la precipitación y temperatura son respectivamente 667 mm/a y 13,3 °C.

La cobertera del terreno está formada principalmente por matorrales, coníferas y prados alpinos adaptados a las condiciones de baja temperatura y poca humedad, y en las partes bajas por frutales y hortalizas regadas, unos 2,6 km^2.

Existen datos básicos meteorológicos e hidrológicos de una estación de aforo en la salida de la cuenca, varias estaciones meteorológicas y en la parte alta de la cuenca una estación adaptada para la medida de la precipitación nival, con buenas series de medidas.

Administrativamente, la cuenca del Bérchules está en la MASb-57 Laderas Meridionales de Sierra Nevada, de la Demarcación de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, que se extiende como una franja de disposición E-W en la provincia de Granada y parcialmente en la de Almería (Figura 10.2), con 222 km^2. Comprende acuíferos libres locales dominantemente detríticos, con una importante parte norte de las pequeñas cuencas dentro de lo que considera como no acuífero (fuera de la MASb-57). Así, la cuenca del Bérchules, orientada N-S, es únicamente una pequeña parte de la MASb-57 y con la cabecera fuera de la misma. Aguas abajo está la MASb-18 Lanjarón-Sierra de Lújar-Medio Guadalfeo, de 263 km^2, mayormente en la comarca de Las Alpujarras.

La población de Bérchules es de unos 760 habitantes y la de la vecina Trevélez de 810, ambas en recesión.

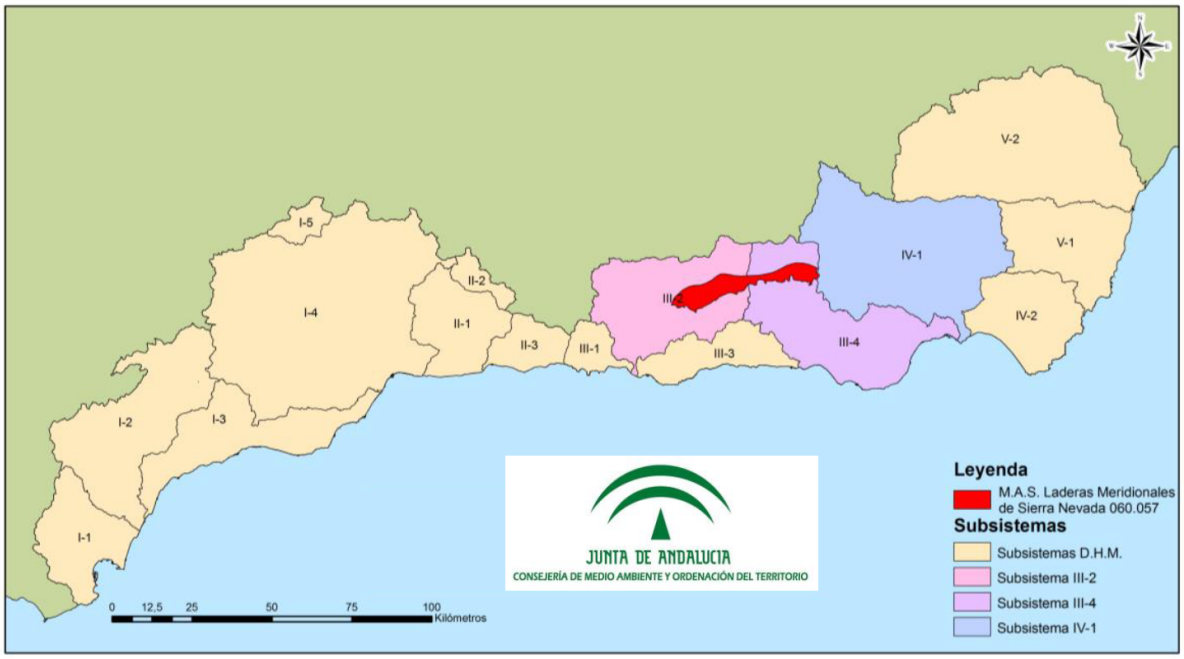


Figura 10.2. Ubicación de la MASb-57 Laderas Meridionales de Sierra Nevada en las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (PHCMA, 2015)

En el PHCMA (2018) se menciona la existencia de un estudio piloto para la ordenación hidrológica en los valles de los ríos Grande de Bérchules y Mecina. La delimitación y la caracterización hidrogeológica de la MASb-57 requiere una profunda mejora, dado que deja fuera de sus límites la zona de cumbre, donde los materiales son más permeables y donde la recarga es mayor.

10.2.
Estado de la explotación y uso del agua subterránea

En la cuenca del Bérchules existe una notable demanda de agua para regar campos agrícolas y actualmente para la transformación en regadío de áreas de secano para el cultivo de hortalizas. Existen unos 20 pozos en funcionamiento en la parte inferior de la cuenca, con capacidad de bombeo entre 0,5 y 1 L/s, que se usan en algunas instalaciones agrícolas y granjas privadas. Groseramente se puede estimar la extracción anual en 0,1 hm^3/año. El resto de actividades agropecuarias usan agua superficial y subterránea captada en manantiales.

Según el PHCMA (2018), el estado cuantitativo, químico y global de las aguas subterráneas es malo, referido a la parte de la cuenca dentro de la MASb-57, ya que en verano cesan las descargas al río y en las áreas de cultivo hay un exceso de nitratos de origen agrícola. Se espera una evolución al buen estado. No obstante, la calidad del agua subterránea es buena en la parte medio-alta de la cuenca, al norte y fuera ya de la MASb-57, es ya que esta no está influenciada por las actividades agrícolas (Barberá et al., 2018) y las concentraciones máximas de nitratos medidas en tres campañas son de 5-6 mg/L en unos pocos puntos.

10.3.
Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea

En la cuenca del río Bérchules, la gestión del agua superficial y subterránea la realiza la Comunidad de Regantes (CR) de Bérchules. Tiene 57 km de acequias, de los que 21 son de careo. Al comienzo del año hidrológico se realiza la revisión y la reparación de las principales acequias de careo, que son 1) la de Trevélez, que importa agua de la cuenca vecina, 2) la acequia del Espino, que es la principal acequia de careo de la cuenca, con una infiltración media anual por encima de 1 hm^3, incluso en años secos, y caudales punta de infiltración en la sima terminal de 600 L/s, y 3) la acequia de Mecina, con una recarga similar que se produce en la cuenca vecina del río Mecina. Más tarde se reparan y ponen en funcionamiento las acequias de riego. Antes del periodo de riego, la acequia Real carea en distintas simas, para recargar la zona de alimentación de los manantiales de abastecimiento a Bérchules y Alcútar, regando pastos entre abril y junio. Las acequias de careo dejan de funcionar en junio y las acequias de riego se destinan solo para este uso hasta septiembre.

La CR es la propietaria de los careos y de la concesión. En la concesión, que es reciente, se incluye el resultado de las investigaciones del IGME y autoriza el careo del agua.

La Comunidad de Regantes designa, por votación, cada año, a los acequieros encargados de gestionar las acequias de careo y las de riego y reparte los gastos de mantenimiento según el área de riego y las acequias que están relacionadas con cada parcela. Hay regantes que se abastecen de manantiales asociados a los careos. Estos pagan el mantenimiento de las acequias de careo ubicadas aguas arriba de su manantial. Si la parcela se riega con una acequia de riego y está es a su vez alimentada con manantiales recargados con acequias de careo, se debe pagar el mantenimiento de las acequias de careo y de la de riego. Si, por el contrario, una parcela se riega con una acequia de riego que no tiene aguas arriba ningún careo, sólo se tributa por el mantenimiento de la acequia de riego.

La participación en las juntas convocadas por la Comunidad de Regantes es muy importante. Durante los últimos años, tras la difusión de los resultados de los estudios hidrogeológicos realizados por el IGME, el ayuntamiento de Bérchules está contribuyendo económicamente a la CR por la infiltración que se hace en las simas que recargan a los manantiales utilizados para abastecimiento.

Para conocer el balance de agua en la cuenca se han aplicado varios modelos de cálculo de los en uso en España (RAEMIA, 2019), como el Témez-grado-día para considerar la fusión de nieve (Témez, 1977; Al-Alwani, 1997; Herreo-Lanarón, 2007) y el HBV (Bergstrom, 1995; Siebert, 2005), además de contrastar los resultados medios con el balance de la aportación atmosférica de ion cloruro (Custodio, 2010; Alcalá y Custodio, 2014; 2015), el modelo VI-ETo basado en la observación remota de los índices de vegetación (VI) y el modelo SIMPA (Estrela y Quintas, 1996), cuyos resultados se pueden consultar en Martos-Rosillo et al. (2015a; 2015b; 2017) y Jódar et al. (2017; 2018; 2019). Para el periodo 1970-2014, la recarga se evalúa en 12,6 hm^3/año, que es el 28% del aporte por la precipitación y el 95% de la descarga total del sistema. En años secos se puede captar la casi totalidad de las aguas generadas. El efecto de la recarga se refleja claramente en el hidrograma del río, de forma que se alargan los caudales altos debidos a la fusión de nieve y hielo.

Los regantes mantienen un buen control de los tramos donde se interrumpe la acequia para provocar derivaciones y regar a manta, para alimentar las balsas de riego existentes por encima del pueblo, para las fuentes de abastecimiento del mismo y para incrementar el volumen de almacenamiento en la cabecera del acuífero. La guardería del Parque Nacional de Sierra Nevada, durante la temporada de riego, hace revisiones semanales de las tomas de las acequias para controlar que no se interrumpa totalmente el paso del agua por el río en el Espacio Natural de Sierra Nevada.

La conductividad eléctrica del agua superficial varía entre 15 y 115 µS/cm y la del agua subterránea entre 20 y 1200 µS/cm, con un valor medio de 110 µS/cm y que crece de cumbre a final de cuenca. El agua subterránea es principalmente bicarbonatada cálcico-magnésica, con la excepción de algunos pocos manantiales de la parte baja, más mineralizados. Tras el inicio de la actividad de las acequias de careo se producen algunas diluciones y disminución de la temperatura en la descarga de los manantiales que se ven afectados por el careo.

10.4.
Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos

Las comunidades de regantes mantienen un buen control de los tramos donde se interrumpe la acequia para provocar derivaciones y regar a manta, para alimentar las balsas existentes por encima del pueblo, para las fuentes de abastecimiento de la población, para incrementar el volumen en la cabecera del acuífero y para vigilar que se mantengan los caudales ecológicos en los cursos de agua, según el plan hidrológico de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas.

Localmente, el acequiero ha sido tradicionalmente la persona que se ha encargado, y la que se sigue encargando en la actualidad de la gestión y la recarga en las simas y la única persona autorizada para controlar las derivaciones y el reparto de agua del sistema. El reparto del agua se realiza mediante compuertas ubicadas tanto en la cabecera de las acequias por encima de los 2300 m, como a lo largo del recorrido de estas acequias. Las acequias van perdiendo cota suavemente para evitar altas velocidades del agua que fluye por las acequias y maximizar así la infiltración de esta agua. Existen normas orales tradicionales, que se adaptan a los cambios por consenso y que vienen de antiguo. Se ha documentado históricamente la existencia y manejo de las acequias de careo desde al menos la Edad Media (Martín Civantos, 2010) y se sabe que la mayoría de estos canales ya estaban operativos cuando los castellanos conquistaron el territorio al islam a finales de la Edad Media (Delaigue, 1995). Mediante la datación de sedimentos de la sima terminal de la acequia de careo de El Espino con la técnica OSL, se ha constatado que está lleva operativa desde el comienzo de la época islámica (Martos-Rosillo et al., 2019). Se trata, por tanto, del sistema de recarga artificial más antiguo de Europa y similar al de las *amunas* andinas (Jódar el al., 2022).

No hay mercado del agua porque no se paga por la misma, pero hay acuerdos. Las trasferencias de agua entre cuencas se hacen a cambio del mantenimiento. El que toma agua de la cuenca vecina durante el deshielo, se encarga del mantenimiento de la acequia, beneficiándose los usuarios de la cuenca donante durante el periodo de deshielo, dado que normalmente 3 de cada 7 días carean ellos.

El Distrito Hidrográfico de las CMA dispone de un Foro de Planificación Hidrológica, pero su funcionamiento real y eficacia es poco difundido. La planificación hidrológica se apoya en el modelo SIMGES de la herramienta de apoyo a la toma de decisiones AQUATOOL y además se cuenta con colaboraciones expertas.

10.5.
Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real

De acuerdo con lo expresado en el Capítulo 6, en la Tabla 10.2 se determina el índice de estrés hídrico y la modulación que se deriva y en la Tabla 10.3 se evalúa la gestión y la gobernanza del agua subterránea

Tabla 10.2 Determinación de un índice de estrés hídrico y correcciones que se derivan. Valores entre 1 = nulo o no significativo y 5 = mucho. B = extracción; R = recarga; V = reserva anual usada. Valores 1 a >5; si >5 se anota como 5

Índices normalizados	Rango	Comentarios
Índice de explotación i= B/R, de 0 a >1 (=1) valor normalizado = 1 + 4i	1,0	3
Índice de explotación ampliado i= (B+Di)/R, de 0 a >1 (=1); valor normalizado = 1 + 4i	1,0	(B+Di)/R = (<0,3 + 0)/12,8 = 0,0
Índice de estrés hídrico i= (B+Di)/(R-V), de 0 a >1 (=1); valor normalizado = 1 + 4i	1,0	(B+Di)/(R-V) = (<0,3 + 0)/(1-0) = 0,0
Términos de modulación		
Afección a cantidad del agua de descarga utilizable	1	No hay
Afección a calidad del agua de descarga utilizable	1	No hay
Efectos ecológicos	1	Escasos
Afección a garantía del abastecimiento no agrícola	1	No hay
Afección a garantía del abastecimiento agrícola	1	No hay
Efectos geotécnicos negativos	1	No hay
Promedio de los términos, p	1,0	
Factor de corrección f = (9 – p)/4	2,0	
Índice estrés hídrico corregido IEhc= f·(B+Di)/(R-V)	2,0	

Tabla 10.3. Evaluación de la gestión y la gobernanza del agua subterránea

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1	**Criterios de conocimiento hidrogeológico básico**	**2,7→2,5**	
1.1	**Conocimiento de la cantidad de agua del sistema acuífero**	**3,6→3,1**	
1.1.1	Existencia de cartografía hidrogeológica y su soporte geológico	5	Buena
1.1.2	Suficiente delimitación de las unidades hidrogeológicas y sistemas acuíferos	3	Incompleta
1.1.3	Existencia de suficientes observaciones piezométricas espaciales y temporales	2	Escaso; difícil de realizar
1.1.4	Elaboración periódica de la información hidrogeológica y del balance de agua	2	Ocasional en estudios; los regantes mantienen estudios
1.1.5	Existencia de modelos de flujo utilizables	1	Sólo de estudio, no usados en planificación
1.2	**Conocimiento de la calidad del agua del sistema acuífero**	**1,5→1,0**	
1.2.1	Existencia de cartografía de la calidad del agua y del riesgo de contaminación	2	Parcial
1.2.2	Existencia de suficientes y adecuadas observaciones de la calidad	2	Escasa y no específica a nivel general; campañas de detalle en estudios
1.2.3	Información sobre el estado hidrológico del suelo y del medio no saturado	1	Escasa
1.2.4	Existencia de modelos de calidad y transporte de masa utilizables	1	No disponibles
1.3	**Conocimiento del estado de los recursos de agua subterránea**	**3,4→3,4**	
1.3.1	Buen conocimiento de las captaciones y perforaciones existentes	5	Conocido localmente
1.3.2	Buen conocimiento y determinación de las extracciones y drenajes	3	Es poco importante; datos de usuarios
1.3.3	Buen conocimiento del uso del agua subterránea	3	Conocimiento local
1.3.4	Conocimiento del coste de extracción del agua subterránea	3	No es relevante
1.3.5	Observación y conocimiento de los resultados de la explotación	3	Vigilancia moderada
2	**Criterios administrativos, legales y económico-sociales**	**3,1→2,4**	
2.1	**Aspectos administrativos**	**2,3→1,3**	
2.1.1	Buen sistema de inventario y registro de autorizaciones y permisos de extracción	3	Deficiente a nivel general, conocido localmente

Clave	Tema	Valor	Comentarios
2.1.2	Buen control y vigilancia de extracciones legales, ilegales y no autorizadas	3	Deficiente a nivel general, bueno localmente por la guardería del parque
2.1.3	Buena vigilancia de acciones potencialmente contaminantes	2	Insuficiente
2.1.4	Posibilidad de suficiente policía territorial	3	Por los habitantes locales, pero sin encomienda
2.1.5	Administración del agua subterránea experta y suficientemente dotada	3	Deficiente a nivel general, moderada localmente
2.1.6	Posibilidad de tasar las extracciones de agua subterránea de cualquier tipo	1	Deficiente
2.1.7	Posibilidad de tasar acciones contaminantes para el acuífero	1	No abordado
2.2	**Aspectos legales**	**3,5→3,0**	
2.2.1	Suficiente consideración de las aguas subterráneas en la normativa legal	3	Insuficiente como normas explícitas
2.2.2	Sistema eficiente de resolución de conflictos por vía normativa	4	Lento a nivel general; rápido y eficaz localmente
2.2.3	Existencia y aplicación de sanciones por incumplimiento o acciones ilegales	4	Deficiente a nivel general; se hace a nivel local por la guardería
2.2.4	Responsabilidad por abusos en la cantidad y calidad, actuales o pasados	3	Lo realiza en parte la Comunidad de Regantes
2.3	**Aspectos económico-sociales**	**3,5→3,0**	
2.3.1	Recuperación de costes derivados de la explotación del agua subterránea	3	No los indirectos; contribución local
2.3.2	Adecuado uso de los ingresos por tasas en beneficio de usuarios y del acuífero	4	Rendición de cuentas anual por la CR; deficiente a nivel general
2.3.3	Existencia de acuerdos sociales entre usuarios y con la población	4	Local
2.3.4	Suficiente financiación de observación, estudios y elaboración de datos	2	Escaso
2.3.5	Economía que no requiere subsidios directos e indirectos para el uso	3	Ayudas al mantenimiento
2.3.6	Disposición de los usuarios y la población al pago por mejoras o sostenibilidad	5	Como colaboración en el mantenimiento
3	**Criterios de gestión y buena gobernanza**	**3,7→2,8**	
3.1	**Aspectos en relación con la gestión del agua subterránea**	**3,4→2,4**	
3.1.1	Existencia de un organismo estatal responsable de la gestión	5	DH Cuencas Mediterráneas Andaluzas
3.1.2	Disponibilidad de recursos y medios económicos para la gestión y observación	2	Escasa

Clave	Tema	Valor	Comentarios
3.1.3	Existencia de comunidades de usuarios que participan realmente en la gestión	4	A nivel muy local por la CR
3.1.4	Participación efectiva de los usuarios en la gestión y observación y control	3	Existe a través de la CR, pero sin encomienda
3.1.5	Consideración de las aguas subterráneas en la seguridad hídrica	3	Incipientemente a nivel general; en detalle a nivel local
3.1.6	Consideración y práctica de la gestión integrada de recursos de agua	5	Bien a nivel local
3.1.7	Planes apropiados sostenibles para mitigar sequías con agua subterránea	4	Bien a nivel local, sin visión a medio plazo
3.1.8	Planificación hidrológica de la gestión infraestructural, efectos y financiación	3	Local
3.1.9	Planificación hidrológica de la gestión no infraestructural, efectos e implantación	1	No abordado explícitamente
3.1.10	Planificación sin sobre-concesión de derechos de uso del agua subterránea	4	En parte realizado por la CR
3.1.11	Gestión en el marco de restricciones acordadas con los usuarios	3	Local; no a nivel general
3.2	**Aspectos de la gobernanza del agua subterránea**	**3,2→2,2**	
3.2.1	Participación de las instituciones de la sociedad civil	3	Notable a nivel local; poco a nivel general
3.2.2	Capacidad del organismo de gestión para coordinar con otras planificaciones	2	Incipiente, a través del Plan Hidrológico
3.2.3	Coordinación eficaz con el sector agrícola	4	Existe
3.2.4	Planificación específica e integrada, compatible con la buena gobernanza	2	Insuficiente
3.2.5	Fácil acceso y transparencia en la información	2	Insuficiente
3.2.6	Elaboración de información accesible y entendible por los no expertos	4	Insuficiente de forma oficial; notable por instituciones externas
3.2.7	Existencia de un órgano independiente que evalúe los aspectos ético-morales	1	No existe
3.2.8	Consideración de la equidad territorial e temporal al acceso a los recursos de agua	3	Localmente
3.2.9	Existencia de una institución para lograr y conservar la buena gobernanza	4	Local informal
3.2.9	Minimización de las interferencias políticas y de sindicatos	4	Posiblemente pequeña
	Índice **de gobernanza**	**3,1→2,4**	

Los resultados se reúnen en la Tabla 8.4

Tabla 10.4. Resultados de las evaluaciones del estrés hídrico de la gestión y de la gobernanza del agua subterránea. Valores entre 1 (nulo) y 5 (máximo)

Concepto	Evaluación	Comentarios
Índice de estrés hídrico corregido IEhc	2,0	Casi sin estrés hídrico anual, pero sí estacional
Índice de gestión	3,4→2,4	Medio
Índice de gobernanza, Ig	3,3→2,6	Media
Factor de corrección f = (9 – IEhc)/4	1,9	
Gobernanza corregida = f · Ig	5,0→4,9	Alta a nivel local

10.6.
Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y la buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo

La actual gobernanza del agua subterránea tiende a ser buena en un territorio pequeño y poco poblado. El esquema de gestión ha sido suficientemente eficiente al menos durante los últimos 1300 años. Con el reciente aumento de la temperatura promedio, incluso en zonas elevadas, se ha generado un incremento de la explotación agraria en las zonas de mayor altitud de la cuenca hidrográfica. Esta actividad se realiza por agricultores que provienen de zonas ajenas al ámbito regional del Sierra Nevada (e.g. Campo de Dalías, Región de Murcia), que desconocen el sistema de gestión hidrológica que genera el recurso que ellos aprovechan. Como resultado del incremento en la actividad agraria se produce un detrimento en los recursos hídricos disponibles para dar servicio a la demanda del recurso solicitado. Este escenario es nuevo desde la perspectiva de la explotación de un recurso que ha sido sustentable durante los últimos trece siglos. Parece interesante generar un instrumento que facilite la gobernanza del recurso, ya que la gestión que realiza actualmente no parece suficiente para asegurar su sustentabilidad. Tiene poco sentido práctico crear una institución local de gobernanza del agua cuando basta potenciar y dar más capacidad de acción y colaboración a las comunidades de regantes que se encargan de ello, implicando a los nuevos actuantes con encomiendas estables específicas y reflejadas en estatutos. El tamaño del área permite la gestión con herramientas simples y tradicionales, aunque pueden mejorar con observaciones más adecuadas.

10.7.
Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza

La actual situación de gestión y gobernanza del agua subterránea y del agua sólo requiere refuerzo, apoyo, seguimiento y soporte técnico ocasional, tanto en la generación de nuevas acequias de careo como en la conservación de las existentes por parte de todos los usuarios que se benefician de la gestión de los recursos hídricos que se realiza en la cuenca mediante las acequias de careo. La práctica de la siembra y cosecha del agua tiene un fundamento comunal, sin el cual la práctica del careo no tiene sentido ni perdurará en el tiempo. Así pues, el sistema será eficiente siempre que las circunstancias no cambien, por ejemplo, por gran desarrollo agrícola y ganadero o por una notable atracción de nueva población que ni conoce ni se adapta a las actuaciones tradicionales.

El mal estado químico de la parte inferior de la cuenca que detecta la autoridad del agua hace referencia únicamente al tramo inferior y es el resultado poco evitable de la actividad económica local y debe ser abordado como una situación de excepción de entre las que ocurren en similares circunstancias, si se quiere mantener la ocupación rural y sus beneficios sociales e incluso ambientales.

10.8.
Referencias específicas

Al-Alwani, G. (1997). *Hidrología e hidrogeología en la cuenca del río Guadalfeo. Aplicación del Modelo HPSF para la simulación de nieve y balance hídrico*. Tesis doctoral. Departamento de Geodinámica, Universidad de Granada, Granada: 1-343.

Alcalá, F. J. y Custodio, E. (2014). Spatial average aquifer recharge through atmospheric chloride mass balance and its uncertainty in continental Spain. *Hydrol. Processes, 28*: 218-236.

Alcalá, F. J. y Custodio, E. (2015). Natural uncertainty of spatial average aquifer recharge through atmospheric chloride mass balance in continental Spain. *Journal of Hydrology, 524*: 642-661.

Barberá, J. A., Jódar, J., Custodio, E., González-Ramón, A., Jiménez-Gavilán, P., Vadillo, I. *et al.* (2018). Groundwater dynamics in a hydrologically-modified alpine watershed from an ancient managed recharge system (Sierra Nevada National Park, Southern Spain): insights from hydrogeochemical and isotopic information. *Science of the Total Environment, 640*: 874-893.

Bergström, S. (1995). The HBV model. En: V.P. Singh (ed.), *Computer models of watershed hydrology*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado, Estados Unidos, Chapt. 13: 443-476.

Cabrera, J. A. y Martos-Rosillo, S. (2014). *Evaluación de los recursos hídricos de las cabeceras de los ríos Bérchules y Mecina (Sierra Nevada, Granada) mediante la aplicación de los modelos HBV y Témez-Grado-Día.* IGME-AMAYA: 1-141.

Cano-Manuel, J. y González Ayestarán, R. (2000). *Las acequias de Sierra Nevada. Base de datos de las principales acequias de Sierra Nevada.* Parque Nacional de Sierra Nevada, Organismo Autónomo de Parques Nacionales.

Custodio, E. (2010). Estimation of aquifer recharge by means of atmospheric chloride deposition balance. *Contributions to Science, 6*: 81-97.

Delaigue, M. C. (1995). La red de acequias de la Alpujarra Alta. En: *El agua en la agricultura de Al-Andalus*. Ed. Fundación el Legado Andalusí-Lunwerg Editores S. A., Madrid, España: 143-150.

Espín, R., Ortíz, E. y Guzmán, J. R. (2010). *Manual del acequiero*. Agencia Andaluza del Agua, Consejería de Medioambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 1-155.

Estrela, T. y Quintas, L. (1996). El sistema integrado de modelización precipitación-aportación SIMPA. *Revista de Ingeniería Civil. CEDEX (Ministerio de Fomento), 104*: 43-52.

Fernández Escalante, E. (coord.) (2010). *La gestión de la recarga artificial de acuíferos en el marco del desarrollo sostenible desarrollo tecnológico*. DINA-MAR, UNESCO-MAR Working Group, IGS-TH 2009, Depth Investigation of New Activities for Managed Aquifer Recharge. Serie Hidrogeología Hoy, 6, TRAGSATEC.

Gómez-Ortiz, A., Oliva, M. y Salvador, F. (2013). The environmental protection of landscapes in the high semiarid Mediterranean mountain of Sierra Nevada National Park (Spain): historical evolution and future perspectives. *Applied Geography, 42*: 227-239.

González-Ramón, A., Moral-Martos, F., Marín-Lechado, C., Martos-Rosillo, S., Pedrera, A., Ruiz-Constán, A. y Durán Valsero, J. J. (2015). Factores geomorfológicos condicionantes de la hidrogeología de la cuenca alta del río Bérchules (Sierra Nevada, Granada). En: B. Andreo Navarro *et al.*, *El agua en Andalucía. El agua clave medioambiental y socioeconómica*. IGME, 1: 283-294.

Herrero-Lantarón, J. (2007). *Modelo físico de acumulación y fusión de la nieve. Aplicación en Sierra Nevada (España).* Tesis doctoral. Departamento de Mecánica de Estructuras e Ingeniería Hidráulica, Universidad de Granada.

Jódar, J., Cabrera, J. A., Martos-Rosillo, S., Ruiz-Constán, A., Gonzalez-Ramón, A., Lambán, L. J. *et al.* (2017). Groundwater discharge in high-mountain watersheds: a valuable resource for downstream semi-arid zones. The case of the Bérchules River in Sierra Nevada (Southern Spain). *Science of the Total Environment, 593-594*: 760-772.

Jódar, J., Carpintero, E., Martos-Rosillo, S., Ruiz-Constán, A., Marín-Lechado, C., Cabrera-Arrabal, J. A. *et al.* (2018). Combination of lumped hydrological and remote-sensing models to evaluate water

resources in a semi-arid high altitude ungauged watershed of Sierra Nevada (Southern Spain). *Science of the Total Environment, 625*: 285-300.

Jódar, J., Martos-Rosillo, S., Custodio, E., Mateos, L., Cabello, J., Casas, J. *et al.* (2022). The recharge channels of the Sierra Nevada range (Spain) and the Peruvian Andes as ancient nature-based solutions for the ecological transition. *Water 2022, 14*: 3130.

Jódar, J. T., Zakaluk, T., González-Ramón, A., Ruiz-Constán, A., Marín Lechado, C., Martín-Civantos, J. M. *et al.* (2022). Artificial recharge by means of *careo* channels versus natural aquifer recharge in a semi-arid, high-mountain watershed (Sierra Nevada, Spain). *Science of the Total Environment*. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153937

Martín Civantos, J. M. (2010). Las aguas del río Alhama de Guadix y el sistema de careos de Sierra Nevada (Granada) en época medieval. En: *El paisaje y su dimensión arqueológica. Estudios sobre el sur de la península ibérica en la Edad Media*. Granada, Alhulia: 79-111.

Martos-Rosillo, S., González-Ramón, A., Rodríguez Rodríguez, F., Marín, C., Guardiola-Albert, C., Durán, J. J. *et al.* (2015a). *¿Tiene interés hidrogeológico preservar las acequias de carero de Sierra Nevada? El caso de la acequia de careo de El Espino (río Bérchules, Granada).* SIAGA 2015, IGME.

Martos-Rosillo, S., Guardiola-Albert, C., Marín-Lechado, C., González-Ramón, A. Villagómez, B., Pelegrina, M. *et al.* (2015b). Caracterización hidrogeológica y evaluación de la recarga de un acuífero de alta montaña desarrollado en rocas duras, cuenca del río Bérchules, Sierra Nevada, Granada. En: Andreo Navarro *et al.* (eds.), *El agua en Andalucía. El agua clave medioambiental y socioeconómica*. IGME: 1, 623-634.

Martos-Rosillo, S., González-Ramón, A., Marín-Lechado, C., Cabrera, J. A., Guardiola-Albert, C., Jódar, J. *et al.* (2017). Las acequias de careo de Sierra Nevada (sur de España), un sistema de recarga ancestral en acuíferos de alta montaña. En: O. Escolero, C. Gutiérrez y E. Mendoza, *Manejo de la recarga de acuíferos*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA): 527-563.

Martos-Rosillo, S., González-Ramón, A., Ruiz-Constán, A., Marín-Lechado, C., Guardiola-Albert, C., Moral Martos, F. *et al.* (2019a). El manejo del agua en las cuencas de alta montaña del Parque Nacional de Sierra Nevada (sur de España). Un ejemplo ancestral de gestión integral del agua. *Boletín Geológico y Minero, 130*(4): 729-742.

Martos-Rosillo, S., Ruiz-Constán, A., González-Ramón, A., Mediavilla, R., Martín-Civantos, J. M., Martínez-Moreno, F.J. *et al.* (2019b). The oldest managed aquifer recharge system in Europe: new insights from the Espino recharge channel (Sierra Nevada, southern Spain). *Journal of Hydrology, 578*: 124047.

Pulido-Bosch, A. y Sbih, Y. (1995). Centuries of artificial recharge on the southern edge of the Sierra Nevada (Granada, Spain). *Environ. Geol., 26*: 57-63.

RAEMIA (2019). *Recarga natural a los acuíferos, metodología y soporte de la isotopía del agua. Aplicación a la planificación hidrológica y conocimiento de las aguas subterráneas en España.* Editado por E. Custodio para UPC-SUEZ-CETAQUA. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona: 1-1206. http://hdl.handle.net/2117/182282

Seibert, J. (2005). *HBV Light Version 2. UserÐs Manual*. Uppsala University, Dept. of Earth Science, Hydrology, Uppsala, Suecia.

Témez, J. R. (1977). *Modelo matemático de transformación "precipitación-aportación".* Comisión de Explotación y Garantía. Grupo de Trabajo de Predicción de Precipitaciones y Relación entre Precipitaciones y Caudales. Asociación de Investigación Industrial Eléctrica (ASINTEL).

Vivas, G., Gómez-Landesa, E., Mateos, L. y Giráldez, J. V. (2009). Integrated Water Management in an ancestral water scheme in a mountainous area of southern Spain. En: *World Environmental Water Resources Congress, 2009*. Kansas City, Misuri: 1-9.

11

Acuífero insular de **Tenerife**

Nota preliminar: se presentan los rasgos principales de esta área piloto para encuadrar sus características, pero no se hace referencia expresa a todos los conceptos contenidos en los temas que evaluar, ya que sería una tarea muy superior a la pretendida y para la que en muchos casos no hay referencias disponibles o de fácil acceso. Por esta razón, parte de las evaluaciones son de conocimiento experto, sometidas al filtro de los posibles revisores y con el riesgo de cierta subjetividad.

11.0.
Antecedentes y consideraciones generales sobre el agua subterránea en Canarias

11.0.1. Introducción

El archipiélago de Canarias es un conjunto de siete islas (ocho si se incluye La Graciosa, incorporada como tal recientemente) situadas en el océano Atlántico, frente a las costas del Sáhara, a lo largo de unos 400 km de este a oeste (figura 11.1). Son islas de origen volcánico, con predominio de los magmas basálticos. Han ido formándose desde hace 20 millones de años hasta la actualidad. El volcanismo es activo, mayormente concentrado actualmente en las islas occidentales. En general son territorios agrestes, a pesar del importante grado de erosión de las islas más orientales, lo que influye en la distribución de la precipitación y de la recarga de los acuíferos y en la habitabilidad. La población ronda los 2 millones. En tres de las islas se llega a altitudes de casi 2000 m, hasta 3700 m.

La geología insular es bien conocida a nivel general y es posible conocer razonablemente la disposición de las formaciones y sus propiedades.

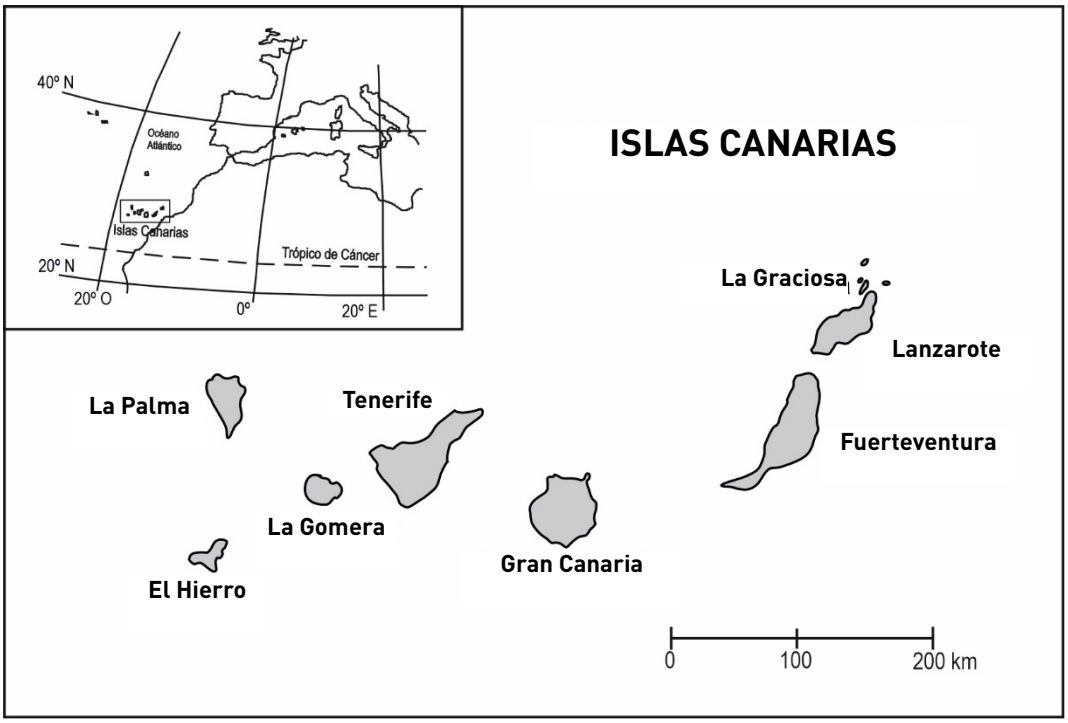


Figura 11.1. Ubicación de las islas Canarias

El archipiélago está situado en una región árida, con precipitaciones pequeñas en las costas sur y oeste, hasta moderadamente grandes en altura en las islas más altas y en las laderas norte y noreste a causa de la interceptación de los vientos alisios, húmedos, que moderan las temperaturas ambientales en un entorno marítimo poco cálido. Las islas orientales son áridas y las occidentales notablemente más húmedas.

Si bien hay notables diferencias hidrológicas, hidrogeológicas y sociales entre las islas, también hay similitudes, que se comentan en los apartados que siguen y que soportan lo que después hace referencia a Tenerife en este capítulo 11 y a Gran Canaria en el capítulo 12, que son las dos islas más pobladas y con mayor actividad económica.

Las principales actividades tradicionales son la agricultura, el avituallamiento de naves y las actividades portuarias y pesqueras. La agricultura de regadío se estableció desde el inicio del siglo XVI, y en especial en el segundo tercio del siglo XIX con el cultivo del plátano, y más recientemente con el de hortalizas y flores. Actualmente las principales actividades económicas son los servicios y el turismo. El sector primario, principalmente la agricultura de regadío y la ganadería, aporta menos del 2% al valor añadido bruto (VAB), de forma decreciente, y contribuye menos del 4% al empleo directo. No se ha valorado la contribución indirecta a la economía, que pudiera ser del 15%. La demanda de agua para la agricultura continúa siendo la mayor, en especial en las islas occidentales. Desde la década de los sesenta se ha asentado una notable actividad turística, con mayor desarrollo en las áreas más áridas y soleadas, lo que ha llevado a un importante cambio económico y social y supone una importante demanda de agua que se acentúa donde es escasa. La renta (VAB) está ente 15.000 y 20.000 Đ/cápita/año.

La razón de considerar por separado Tenerife (este capítulo 11) y Gran Canaria (capítulo 12) es que, a pesar de las muchas circunstancias en común y con otras de las islas, hay suficientes diferencias en el modo de explotación de las aguas subterráneas como para que se presenten distinciones en el estrés hídrico, gestión y gobernanza del agua subterránea.

11.0.2. Caracterización hidrológica-hidrogeológica

Los recursos de agua, mayoritariamente subterráneos, cambian mucho de una isla a otra y dentro de una misma isla. Esto hace complicado evaluar la recarga a los acuíferos y los recursos de agua y es difícil la calibración de los métodos de evaluación al ser importante la descarga difusa de agua insular al mar a lo largo de la costa. Esta descarga no es ni observable ni medible. Por esta razón, las cifras de recursos de agua tienen una notable incertidumbre, que debe tenerse en cuenta en la planificación hidrológica, gestión y gobernanza. A lo expuesto se suman variaciones climáticas notables, con ciclos del orden de veinte años (figura 11.2), de modo que las estimaciones son distintas según el periodo que se considere. A esto se suma el cambio climático, pobremente caracterizado.

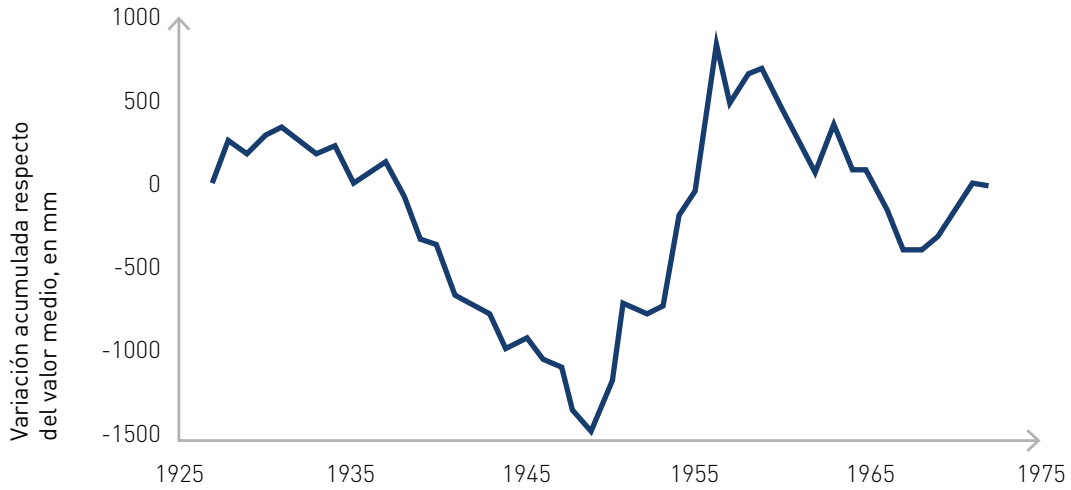


Figura 11.2. Desviaciones acumuladas de la precipitación anual en el periodo 1926-1972 para la estación de Lomo Aljorradero, situada en el sector noreste de Gran Canaria, a cota 1075 m (SPA-15, 1975)

La existencia de recursos de agua subterránea en territorios de gran relieve depende de la altitud y posición geográfica, además de la presencia de acuíferos y de que la profundidad del nivel freático puede limitar el acceso. El espesor de la zona no saturada puede ser de 50 a 300 m, excepto en algunos lugares costeros y fondos de barranco. En muchas áreas, los materiales potencialmente más permeables están en la zona no saturada, y los que están saturados son frecuentemente poco permeables. Para captar agua de formaciones profundas de baja permeabilidad y muy heterogéneas se requiere construir obras apropiadas. En las áreas de interfluvio pueden originarse pequeños acuíferos colgados que dan o daban origen a manantiales (nacientes) de importancia variable. Muchos de ellos están captados directamente o se han secado por la excavación de las galerías de agua o el bombeo en los pozos.

El almacenamiento temporal del agua subterránea y la capacidad de transmisión de la recarga por el medio subterráneo es variable, pero en general se hace con escasas manifestaciones permanentes del agua subterránea en superficie. En estado natural, el agua recargada fluía de cumbre a mar, con descarga difusa periférica a lo largo de la costa y también con algunas importantes descargas en nacientes (manantiales) en núcleos volcánicos de baja permeabilidad.

En las islas altas el nivel freático puede ascender hasta por encima de 1000 m. Los materiales volcánicos son progresivamente más compactos y alterados en profundidad y evolucionan lentamente cuando se trata de la misma formación, pero puede haber cambios notables de unas formaciones a otras. Tal sucede cuando se pasa de las formaciones recientes a las antiguas y de las básicas a las menos básicas, o

cuando existen cuerpos intrusivos importantes hay enjambres de diques y se han producido alteraciones hidrotermales extensas, entre otras posibilidades. No siempre hay una disminución de las propiedades hidráulicas favorables al almacenamiento en profundidad, sino que puede haber inversiones, como la presencia de basaltos poco alterados del escudo volcánico bajo formaciones más recientes de naturaleza fonolítica.

La explotación del agua subterránea mediante pozos y galerías es intensiva, con importantes descensos freáticos, de hasta varios metros anuales en zonas de altitud media (medianías) y alta (cumbres) y valores acumulados de más de 300 m, con una progresiva disminución de los caudales de los nacientes, secado de tramos de barrancos por los que circulaba agua y merma de la producción de las captaciones. La gran extracción de agua subterránea que se ha llevado a cabo desde principios del siglo XX hasta la actualidad no ha cambiado la forma general de funcionamiento hidrogeológico, pero sí el detalle.

El progresivo descenso del nivel piezométrico es un proceso hidrodinámico inevitable, aun cuando la recarga sea mayor que la extracción. La evolución tras una perturbación singular puede durar décadas. En las áreas costeras existen menores problemas de descenso del nivel piezométrico, pero la salinidad del agua subterránea puede ser naturalmente alta por efecto de aridez climática y empeorar por ascenso de aguas salinas profundas y localmente por intrusión marina activa (SASMIE, 2017).

Una parte notable del agua que se extrae en Tenerife y Gran Canaria son reservas dinámicas de agua subterránea, cada vez más profundas y a veces de peor calidad. A causa del descenso progresivo de niveles, el caudal final de una captación acaba siendo una fracción, a veces pequeña, del caudal inicial, con algunas excepciones estables, salvo si las captaciones se van prolongando progresivamente. Esto es una característica de la explotación de las aguas subterráneas en Gran Canaria y Tenerife. La baja permeabilidad de buena parte de los materiales saturados hace que las depresiones piezométricas creadas por las extracciones sean locales, se extiendan lentamente y estén asociadas a efectos de drenaje diferido.

El cuerpo de agua subterránea, con las características típicas de las islas Canarias, tiene la forma de la isla y puede alcanzar notables altitudes. Así, existe un gran volumen de roca con agua dulce, que puede extenderse bajo el nivel del mar, por lo menos hasta algunos centenares de metros en condiciones típicas, que contiene agua drenable. Es una reserva que tener en cuenta cuando la explotación de agua subterránea produce un continuo descenso de los niveles freáticos.

11.0.3. Conocimiento científico de los recursos de agua subterránea y de la recarga

Con anterioridad a 1970 ya se había desarrollado una buena parte de las infraestructuras de captación de agua subterránea y de agua superficial en Canarias (Cabrera *et al.*, 1997; Custodio, 1978). Los estudios generales previos eran casi inexistentes, tanto a nivel público como privado, aunque existían algunos estudios locales detallados en relación con trabajos realizados por el Servicio Geológico de Obras Públicas del entonces Ministerio de Obras Públicas para resolver problemas concretos, algunos informes internos o de particulares, de escasa o nula accesibilidad, y algunas síntesis (Ascanio y León, 1926; Gavala y Goded, 1930; Macau, 1957) que se comentan en Galindo (2012), MASE (2015) e HIRAVOL (2020).

Desde mediados del siglo XX, los explotadores de aguas subterráneas de Gran Canaria y Tenerife ya eran conscientes de los serios problemas de descenso de niveles, de interferencias entre captaciones y de cierto deterioro de la calidad del agua subterránea, con abundantes conflictos, pleitos y denuncias. La Administración pública del agua había establecido empíricamente reglas técnicas de actuación que en cierta manera consideraban al agua subterránea como un bien social dentro de un régimen legal de aguas privadas, pero sin una base técnico-científica sólida.

A finales de la década de los sesenta, el Gobierno español solicitó al Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo la realización de un estudio de amplio alcance para cubrir las deficiencias de conocimiento científico y técnico, que se concretó en el *Estudio científico de los recursos de agua en Canarias SPA-69-515*, referido aquí como SPA-15 (1975). Al mismo tiempo se realizaron inventarios de recursos de agua y captaciones financiados por el Gobierno español. En trabajos posteriores, como el proyecto MAC-21 (década de los ochenta, inédito) y otros inventarios para la planificación hidrológica, se han ampliado y actualizado esos detallados inventarios, que permiten realizar investigaciones y avances en el conocimiento de la hidrogeología de las islas volcánicas (HIRAVOL, 2020).

Se llevaron a cabo estudios sobre los recursos subterráneos de las islas que permitieron proponer un modelo conceptual general del funcionamiento hidrogeológico de los acuíferos insulares volcánicos (Custodio, 1978; Custodio y Cabrera, 2008, 2013; HIRAVOL, 2020). Según este modelo, cada isla contiene un acuífero único heterogéneo y anisótropo, con una estructura interna definida que permite identificar unidades distintas, aunque relacionadas. La mayor parte de la recarga se produce en las zonas altas (de cumbres) y de medianías. El agua recargada fluye hacia la costa, pero dependiendo de la estructura, una parte puede descargar por manantiales (nacientes), en el fondo de los barrancos o en escarpes de deslizamientos cuando el grado de disección erosiva es grande. Una porción de la recarga puede salir en zonas altas como pequeñas o moderadas descargas variables de acuíferos colgados, con importancia diferente según las circunstancias locales.

A grandes rasgos, se observa un aumento progresivo de la salinidad de las aguas subterráneas captadas o de los nacientes (manantiales) desde las zonas altas hacia la costa. Esto es debido a la cada vez menor precipitación y mayor evapotranspiración y deposición de sales atmosféricas cuanto mayor es la proximidad a la costa y mayor superficie periférica en el caso de disposiciones circulares. Es el efecto climático de aridez (Custodio, 1992, 1997; Custodio y Jódar, 2016).

Desde 1989 se han producido algunas aportaciones científicas importantes por parte universitaria, como tesis doctorales y de maestría realizadas en los centros locales, peninsulares y algunos extranjeros, dentro de convenios de colaboración (Cabrera y Custodio, 2011; Cabrera *et al.*, 2011).

Los principales intentos iniciales de estimación de la recarga en Canarias se efectuaron en el proyecto SPA-15 (1975) y en trabajos relacionados (Custodio, 2011). Estos trabajos se complementan con los resultados del detallado balance de agua en el suelo de Tenerife (Braojos Ruiz, 1992), las estimaciones en Las Cañadas del Teide (Marrero, 2010) y del norte de Gran Canaria (Cabrera *et al.*, 2016; Naranjo *et al.*, 2015). La aplicación del balance en el suelo para la evaluación de la recarga tiene dificultades a causa de la variabilidad espacial del clima y del suelo, y en especial por no poder calibrar los resultados por falta de series piezométricas adecuadas, niveles muy profundos, modificaciones de las extracciones y la importancia de la descarga periférica al mar, que no es medible. Los valores obtenidos por estimaciones y por balance del agua en el suelo se han contrastado con las evaluaciones independientes de la recarga media multianual mediante el balance de la deposición atmosférica de cloruro y estudios hidrogeoquímicos e isotópicos ambientales.

11.0.4. Explotación de los recursos de agua subterránea

Desde el siglo XVI, y en especial a partir del siglo XIX, buena parte de los nacientes (manantiales) han sido captados, se han excavado largas galerías de drenaje, se han construido y perforado pozos profundos y más recientemente sondeos mecánicos de explotación profundos (Custodio, 2011b; Custodio y Cabrera, 2008, 2013). En Gran Canaria y La Gomera, donde se tienen condiciones favorables, se han construido presas de retención de escorrentía superficial ocasional, aunque con moderada capacidad debido a las fuertes pendientes. Existe una extensa red de canales y tuberías para llevar y distribuir el agua captada

en presas, galerías y pozos, y actualmente el agua de producción industrial (desalinizada y regenerada), a los lugares de utilización.

Las formas más comunes de captación de aguas subterráneas son:

- Nacientes (manantiales): en general tienen asociados obras para concentrar el caudal.
- Galerías: son largas excavaciones horizontales, de hasta 6 km de longitud, que drenan los materiales volcánicos y cuyo extremo puede quedar a muchos centenares de metros bajo la superficie del terreno. La mayor parte de ellas están en régimen dinámico y deben ser prolongadas periódicamente para mantener sus caudales, mientras sea posible hacerlo.
- Pozos "canarios" tradicionales: son excavaciones verticales, en general de 3 m de diámetro. Suelen tener varias decenas de metros de profundidad y algunos superan los 300 m. Debido al descenso progresivo de los niveles freáticos, en amplias áreas de las islas deben ser trabajados periódicamente para tratar de mantener los caudales. Para ello se recurrió inicialmente a excavar desde el fondo del pozo galerías horizontales, y más recientemente a perforar mecánicamente largos sondeos horizontales (catas). Con el paulatino descenso de los niveles del agua, diversos pisos de obras horizontales de drenaje pueden haber quedado en seco o con solo aguas colgadas.
- Sondeos: son perforaciones mecánicas construidas a partir de la década de los setenta. Pueden penetrar centenares de metros bajo el nivel freático para aumentar la probabilidad de intersectar rasgos permeables.

En las áreas costeras dominan los pozos y sondeos, cuya penetración suele estar limitada por el riesgo de salinización.

Las aguas subterráneas han sido el recurso natural y total de agua más importante. Esta situación se empezó a modificar en la década de los sesenta, cuando se introdujo la desalinización de agua del mar, con implantación ya importante en la década de los setenta. Son plantas principalmente para el servicio de agua urbana a cota menor de 200 o 300 m. Desde la década de los ochenta se ha introducido a nivel privado la desalinización de aguas salobres subterráneas (desalobración) captadas mediante pozos y sondeos. También se generan recursos de agua por regeneración de aguas residuales tratadas, con lenta implantación, parte de las cuales tienen reducción de salinidad, ya que el agua residual de partida puede tener un exceso de sales. A estos nuevos recursos se les designan aguas industriales.

11.0.5. Uso del agua

Por orden de importancia del consumo, los recursos de agua se utilizan para agricultura, abastecimiento urbano, suministros turísticos y usos recreativos, industria e infraestructuras de transporte (puertos y aeropuertos). Entre los usos recreativos están los campos de golf, que reglamentariamente deben utilizar aguas regeneradas, aunque no siempre sea así en la realidad.

El abastecimiento a la población y centros turísticos ha pasado a depender cada vez más del agua marina desalinizada, en especial los situados próximos a la costa, donde están los principales núcleos. Pero la población de medianías (a más de 300 m de altitud, hasta 800 m) depende en gran medida de las aguas subterráneas. Los cultivos utilizan cada vez más las aguas regeneradas, aunque no con los caudales que cabría esperar. Los cultivos costeros han sufrido una notable disminución en las últimas décadas ya que el territorio ha cambiado su uso a residencial e industrial/comercial. Ha disminuido la superficie destinada al cultivo del plátano y ha aumentado la de hortalizas para exportación, en especial en Gran Canaria.

11.0.6. Calidad de las aguas subterráneas

La calidad de las aguas subterráneas en Canarias es muy diversa. En las áreas lluviosas son de buena calidad, aunque pueden tener un cierto exceso de sodio por razones litológicas. En las áreas áridas, en especial las de baja cota, el agua de recarga puede tener una alta mineralización natural por efecto climático y ser incluso salobre.

En muchos lugares hay adición de CO_2 endógeno al agua subterránea, lo que origina aguas ácidas carbónicas, que en ciertos casos se utilizan como agua mineral de mesa, pero que no son aptas para usos ordinarios de bebida ni tampoco urbanos y para riego. Durante el tránsito y permanencia en el acuífero, dichas aguas pueden evolucionar hacia aguas fuertemente bicarbonatadas sódicas, que no son potables ni aptas para riego si no se las mezcla con otras aguas de buena calidad, lo que es una práctica habitual. La progresiva prolongación y consiguiente profundización de galerías o la profundización de pozos hace que las aguas captadas sean cada vez más bicarbonatadas sódicas y salinas.

Las aguas subterráneas insulares tienen una alta concentración de sílice disuelta, debida a la alteración de los materiales volcánicos, con contenidos que pueden llegar a 80 mg/L de SiO_2, lo que conlleva problemas de incrustaciones duras y de operación de las plantas desalobradoras.

En numerosos casos se tienen altos contenidos de flúor, incluso en la recarga, en especial por alteración de los materiales de las series volcánicas intermedias y ácidas. Otros problemas son debidos a la presencia de Fe y Mn, y más raramente de As, en aguas ácidas profundas. No hay problemas graves de exceso de boro.

Existen problemas de contaminación marina en algunas áreas costeras. Solo en unos pocos casos se deben a penetración lateral directa del agua del mar. Más comúnmente se producen por ascenso vertical de aguas profundas de origen marino a causa de las extracciones en áreas costeras en formaciones muy permeables de gran espesor. En otros casos no se trata de salinización marina, sino del efecto climático en áreas áridas.

Se puede encontrar alto contenido en nitratos en las áreas agrícolas de las vegas de los valles interiores y en las áreas costeras, donde localmente se pueden superar ampliamente los 50 mg/L NO_3, hasta algunos centenares de mg/L.

Una importante fuente local de contaminación salina de las aguas subterráneas es el vertido de los rechazos de las plantas de desalobración, ya que hay pocos salmueroductos operativos. Las grandes plantas de desalinización del agua del mar descargan la salmuera residual al mar mediante emisarios.

11.0.7. Papel de los recursos de agua subterránea en el balance hídrico

A lo largo del siglo XX ha habido escasez de agua en las islas orientales, en relación con la demanda potencial. Pero la situación actual es diferente a causa de la desalinización, la moderada reutilización de aguas regeneradas y la mayor atención a los aspectos de calidad, lo que cambia los balances en cuanto a agua disponible usable.

La evaluación de las reservas de agua subterránea es una terea compleja, sin respuesta única. Depende del descenso admisible de los niveles del agua subterránea, de la variación vertical y lateral de la porosidad drenable, de la naturaleza de las rocas acuíferas profundas y del posible empeoramiento de la calidad del agua en profundidad y en el entorno de la costa. Las reservas de agua dulce por encima del nivel del mar, aparte de su difícil evaluación, pueden tener poco sentido práctico en islas altas porque

una parte de esas reservas están a una profundidad inaccesible, tanto físicamente como por el coste de elevación, y por la posible mala calidad.

Las salidas difusas de agua subterránea a lo largo de la costa pueden ser importantes, irregularmente repartidas y muy difíciles de captar en una proporción significativa. En estado natural, en promedio la descarga al mar es toda la recarga menos la que descarga en el interior de la isla en nacientes y las pocas áreas de evapotranspiración freática. La explotación del agua subterránea mediante galerías y pozos, que en general se han construido en áreas elevadas para poder luego distribuir el agua por gravedad, produce un descenso freático que modifica poco los gradientes piezométricos en la costa, de modo que la descarga al mar se reduce mucho menos que el aumento de extracción. Como en muchos casos, la explotación afecta principalmente a las partes medias y altas insulares y solo indirectamente a la parte costera propiamente dicha, y así se afecta moderadamente a la descarga de agua insular al mar, salvo en las pocas áreas con numerosos pozos costeros. Consecuentemente, el agua extraída procede en gran proporción de la disminución de reservas, menos el posible incremento de recarga por retornos de riegos e infiltración de fugas de agua, en especial en las áreas de baja cota, en tanto que los descensos se mantengan moderados con respecto a la altitud del nivel freático sobre el nivel del mar. Eso no quiere decir que los descensos no sean importantes en valor absoluto y que puedan llegar a comprometer la posibilidad de mantener la captación de agua por razones físicas, económicas y de calidad.

Tanto en Gran Canaria como en Tenerife, aunque la recarga supera a la extracción de agua subterránea, hay consumo de reservas. Se trata de sistemas hidrogeológicos en los que a nivel insular transcurren del orden de 5000 a 20.000 años desde que se produce una perturbación hasta que se haya producido la mitad del cambio piezométrico. Por lo tanto, lo que actualmente se observa es el inicio de un régimen transitorio de larga duración. Así, aun manteniendo el valor de la recarga y las extracciones existentes en un cierto momento, los descensos piezométricos continuarían. Eso no excluye que se puedan producir reacciones más rápidas locales en manantiales y en las propias obras de captación y en formaciones hidráulicamente más transmisivas, con tiempos de semicambio que pueden ser del orden de diez a cien años y que se superponen a la lenta evolución insular.

11.0.8. Legislación y normativa sobre agua subterránea

Según la Ley de Aguas española de 1879, anterior a la de 1985, las aguas subterráneas extraídas (alumbradas) por los particulares eran del dominio privado, aunque condicionando el libre acceso a las mismas. No obstante, el estado de explotación intensiva de los acuíferos de Canarias y la alta conflictividad social generada propició que en 1924 se establecieran excepciones a la Ley de Aguas española de 1879. Esto explica que la situación legal de las aguas en Canarias tenga características especiales, que fueron reconocidas en la Ley de Aguas española de 1985, en la que se establecía que Canarias debía promulgar su propia Ley de Aguas, acorde con los principios generales de la ley nacional, de la que es subsidiaria.

La excepción legislativa de la orden de 1924 se produjo sin gran resistencia social a causa de que el gran desarrollo de captaciones de aguas subterráneas, principalmente mediante galerías en Tenerife y con pozos con drenes horizontales en Gran Canaria, estaba creando numerosas interferencias que se traducían en una gran conflictividad social y abundantes denuncias y pleitos judiciales. Esta disposición especial, que introdujo limitaciones al desarrollo de lo que entonces eran aguas privadas, se desarrolló legislativamente en 1958, momento de máxima conflictividad.

Según lo dispuesto en la Ley de Aguas española de 1985, el Parlamento canario aprobó en 1987 la Ley de Aguas de Canarias (Ley 10/1987, de 5 de mayo, *BOE* de 27 de mayo), que disponía que toda nueva captación requería una concesión al tratarse de aguas que habían pasado al dominio público y que no se autorizaban obras para mantener los caudales —lo que era una práctica común y necesaria—, sino que

se pasaba al régimen concesional. La reacción social en contra, en especial en Tenerife, fue tan fuerte que propició un cambio del gobierno autonómico para llevar a cabo una nueva redacción de la Ley de Aguas de Canarias, promulgada en 1990 (LAC, 1990). Según esta ley, las autorizaciones calificadas como privadas por la legislación anterior que se inscribieran en el Registro de Aguas como aprovechamiento temporal de aguas privadas continuarían en tal situación por un plazo de cincuenta años (disposición transitoria tercera de la LAC), con control de los Consejos Insulares de Aguas. Esta Ley de Aguas sigue en vigor, con similares cambios que los que han afectado a la Ley de Aguas española, por las mismas circunstancias. La disposición nacional relativa a la posibilidad de construir captaciones de menos de 7000 m^3/a con solo su declaración se modificó en Canarias a 1500 m^3/a.

Actualmente, se han reducido mucho los caudales en numerosas captaciones, o incluso parte de ellas no están en uso y presentan aspecto de abandono físico (aunque posiblemente no legal), pero los derechos subsisten en tanto no sean caducados. Las normas que contemplaban la caducidad de autorizaciones resultaron de difícil aplicación práctica para la Administración del agua. Pero un accidente mortal en 2007 en una galería obligó a la promulgación del Decreto 232/2008, de 25 de noviembre, por el que se regula la seguridad de las personas en las obras e instalaciones hidráulicas subterráneas de Canarias (*BOC* n.º 243, de 14 de diciembre de 2009), seguido de una Instrucción técnica de desarrollo.

La transposición de la Directiva Marco del Agua europea se ha hecho en 2010 y se ha limitado a la definición y delimitación de las Demarcaciones Hidrográficas de Canarias y ha aclarado algunos aspectos de competencias (Sánchez Jordán, 2014). Se ha tratado de aplicar las disposiciones sobre buenas prácticas agrícolas y se han pedido excepciones por incumplimientos en el contenido en nitratos de las aguas subterráneas.

Debido a la especial legislación de aguas en Canarias, hay un buen registro de captaciones y gran parte de los derechos para extraer un caudal reconocido están inscritos en los Registros y Catálogos Insulares de Aguas. Para la inscripción en el registro de aguas, según la Disposición Adicional 1.ª de la LAC, se requería aportar información con las características técnicas, de la forma que se establecía en los Decretos 177/1990 y 186/1990 (publicados el 20 de febrero de 1993) y en Orden Departamental de 20 de marzo de 1991. Entre otras cosas se pedía que se aportase un ensayo de bombeo en el caso de pozos con un caudal tal que permitiera la estabilización de niveles durante veinticuatro horas o un aforo en el caso de galerías, y análisis químicos de la calidad del agua. Esta inscripción da derecho al mantenimiento de caudales, implicando la profundización de las captaciones cuando sea necesario. Existe la obligación de aportar a los Consejos Insulares de Aguas datos periódicos de explotación y análisis químicos. Como estos requerimientos debían cumplimentarse en un determinado plazo, una vez vencido el mismo solo se llevaron a cabo inscripciones residuales. Como la inscripción no fue obligatoria, los titulares que no se inscribieron siguen manteniendo su propiedad, aunque sin derecho a continuar profundizando las captaciones para mantener el caudal.

El titular del derecho de agua coincide con el usuario final solo en el caso del consumo propio. Lo más común es que las aguas subterráneas captadas no sean utilizadas por el que las obtiene, sino que la mayoría de las aguas privadas se comercializan. Las otras aguas, como las subterráneas públicas y las generadas industrialmente, requieren de una concesión administrativa privativa, salvo que vayan destinadas al servicio público.

En la práctica, salvo en Lanzarote y Fuerteventura, los recursos de agua disponibles son mayoritariamente subterráneos y de carácter privado, bien porque se acogieron al régimen transitorio del cambio legislativo canario, bien porque optaron por mantener esa característica (aprovechamientos no inscritos en el Registro de Aguas públicas). Estos recursos privados se gestionan básicamente mediante fórmulas de mercado, que coexisten con el uso y consumo propio. La asignación de los recursos hídricos se caracteriza por la presencia hegemónica de los mercados de agua frente a otras fórmulas concurrentes.

El abastecimiento del sector urbano, la población residente y los consumos asociados son competencia directa de los Ayuntamientos, aunque su prestación pueda adoptar modalidades diversas. El agua propia que puedan tener los Ayuntamientos, de sus captaciones o participaciones, es comúnmente insuficiente para el abastecimiento, de modo que acuden al mercado del agua para cubrir el servicio. La legislación contempla el procedimiento excepcional de "requisa" de agua para afrontar situaciones de desabastecimiento, pero no se ha aplicado.

La legislación canaria de municipios contempla que ciertos servicios públicos de agua de competencia de los municipios puedan ser prestados por los Cabildos Insulares. Otra forma de actuación admitida es la de asistencia y cooperación de los Cabildos hacia los municipios.

11.0.9. Situación económica y de comercio y mercados del agua

El elevado coste de construcción, explotación y mantenimiento de las captaciones de agua subterránea privadas es difícilmente abordable individualmente. Por eso se han ido formando sociedades, bajo diferentes formas y estatutos, para aportar el capital necesario y luego compartir los gastos de explotación a cambio de una participación reglada en el agua obtenida. El caso de las heredades y agrupaciones en Gran Canaria se trata en Hernández Ramos (1954) y Navarro García (2008), y las captaciones en Tenerife en Guimerá Peraza (1960), entre otras publicaciones.

La participación incorpora, por derecho, la alícuota de agua, si la hay, y si no la hubiere, el derecho latente al caudal. La acción no es sino el título que reconoce el derecho.

Las entidades privadas (empresas) interesadas en incrementar los volúmenes disponibles de agua adoptaron mayoritariamente la fórmula de entidades asociativas o comunidades de agua. El agua de cada comunidad de agua no está asociada a la tierra y es propiedad de cada partícipe en proporción al número de participaciones que posee, pudiendo cada uno decidir individualmente el destino de la cuota de caudal o del volumen que le corresponde. Así, cada partícipe puede ser usuario o consumidor de su propia agua u ofrecerla a otros en venta o intercambio (permuta).

En unos casos el resultado de esas acciones es una participación proporcional en los caudales obtenidos. Son minoría los partícipes que reciben/retiran su caudal con una tubería o canal. De hecho, y si el agua se destina al regadío, es el usuario quien recibe el agua en los puntos de uso, a los que llega por conducciones propias del usuario, de la comunidad o de distribución por terceros. En el caso del agua para el abastecimiento municipal, lo habitual es que los Ayuntamientos retiren el agua de conducciones similares, para conducirlas a los depósitos.

El agua obtenida y no utilizada por el partícipe o comunero puede ser puesta a disposición de otros comuneros, o de la comunidad, o ser transferida a terceros, a cambio de una compensación económica. Las compras y ventas de agua y de participaciones se han hecho y se continúan haciendo en los llamados mercados de agua, principalmente en Tenerife y Gran Canaria (Aguilera Klink, 2002; Hoyos-Limón, 2022), y en cierto modo en la isla de (San Miguel de) La Palma. Eso es debido a que las inversiones, la gestión y la explotación de los recursos surgieron y fueron impulsadas, hace décadas, casi exclusivamente por entidades privadas, interesadas en incrementar los volúmenes disponibles de agua. Como se ha comentado anteriormente, la mayoría de estas empresas tomaron la forma de entidades asociativas peculiares: comunidades de agua. En este régimen, las aguas captadas y los derechos de las mismas no están asociados a la tierra, sino que el agua de cada comunidad es propiedad de cada partícipe en proporción al número de participaciones que posee, pudiendo cada uno decidir individualmente el destino que quiere darle a la cuota de caudal o al volumen que le corresponde.

Lo expuesto es el origen de un comercio que se puede considerar como un mercado del agua al existir una oferta, una demanda y un modo de negociar (Guerra, 1999; Aguarta *et al.*, 1997; Nuez y Carnero, 2003; Sánchez Padrón y Aguilera Klink, 2002; Fernández Bethencourt, 2001; Hoyos-Limón, 2022; Custodio, 2011c) con numerosos actuantes.

Dado que el agua subterránea captada es de los socios-partícipes, hay mercados de propiedad y derechos de agua, que se materializan en participaciones, títulos y acciones en las diferentes captaciones, y mercados del agua propiamente dichos en los que se aplica un precio al agua que se transfiere. Hubo y continúa habiendo mercados en lugares físicos en Santa Cruz de Tenerife (plaza Weyler) y La Palma para transacciones de participaciones, títulos y acciones. Como en muchos estatutos se impone la obligación, el título físico es requisito inevitable para reconocer el derecho. El intercambio de caudales, entre tenedor y usuario, cuando se produce, es dominantemente virtual, con transacciones por vía telemática. La compraventa se hace a veces a través de intermediarios (Hoyos-Limón, 2022); en otros casos las transacciones son directas entre comprador y vendedor. Las acciones son "distintas" según se cuente o no con autorización administrativa, según estén o no empezados los trabajos, según las obras hayan o no alumbrado agua, según los valores de acciones de otras obras, si existen, acometidas en los alrededores, según la seriedad que inspire la directiva, según el área de demanda potencial o real que cubra la actuación en caso de tener éxito, según estén previstas conducciones de transporte y/o distribución directo o de conexión a otras conducciones de trasvase y otras consideraciones, del caudal alumbrado, de sus opciones de colocación y de la calidad del agua.

El mercado del agua puede ser más o menos eficaz para los grandes productores y compradores, pero puede distar de serlo para los pequeños. No hay claras reglas de regulación por una autoridad superior. Se trata de actuaciones en ocasiones poco transparentes y complejas, con componentes social y políticamente delicadas.

Dada la cantidad y dispersión de obras, resulta complicado tener en cuenta directamente aspectos de calidad, en especial los de salinidad, aunque los usuarios los conocen y actúan en consecuencia. En Tenerife se da el caso de una galería caudalosa que no se aprovecha por la pésima calidad del agua alumbrada. Las regulaciones actuales de los planes hidrológicos, principalmente en Tenerife, no dejan entrar en el mercado aguas con salinidad notablemente superior a la típica de la zona, con lo que esto disuade de su explotación y evita excesos de extracción costera. Sin embargo, las limitaciones apenas actúan en el E de Gran Canaria, donde el mercado ha sido sustituido por uso propio y por transacciones bilaterales, y la explotación costera de aguas subterráneas salobres en parte se destina a alimentar plantas de desalobración.

Los mercados del agua en Canarias son una singularidad mundial y han jugado y juegan un notable papel en la sociedad canaria. Se han consagrado las denominaciones de *aguateniente* y de *intermediario* del agua y de *subastero*, además de la de *rematador*, *cabuquero* y *piña* (equipo de trabajo en el frente de una obra), etc. Los intermediarios han sido y son importantes, además de la compraventa directa entre interesados. Por motivos fiscales se busca que las operaciones comerciales adopten la forma de compraventa, pero posiblemente siguen existiendo intermediarios *puros*, al estilo de los corredores de bolsa (su papel era simplemente de mediación). Existen operadores (*traders*) que realizan operaciones de compraventa por cuenta propia, pero son minoritarios. Por ello, los mediadores no son sino "voceadores/negociadores" de las operaciones de compraventa y, por tanto, no son propietarios temporales de las aguas.

La gran fragmentación de la oferta de agua hizo posible una aceptable aproximación a un real mercado del agua (Hoyos-Limón, 2022), aunque se aleje de lo que en economía se considera un mercado de libre oferta y compra (Sánchez Padrón y Aguilera Klink, 2000), pero no por ello dejan de ser útiles. En la

realidad, la mayoría de los derechos o acciones están concentrados en unas pocas personas o colectivos, que son los que deciden, suelen ponerse de acuerdo y fijan los precios, lo que limita la libertad de la oferta. Por otro lado, la compra de agua está dominada por unos pocos grandes municipios, potentes grupos de agricultores y áreas turísticas e industriales, que pactan los precios del agua, con poca influencia de los pequeños compradores. Según algunos autores, no hay real competencia en la distribución ni en el servicio ni en el precio, de modo que el mercado del agua puede ser más o menos eficaz para los grandes productores y compradores, pero puede distar de serlo para los pequeños. Sin embargo, Hoyos-Limón (2022) demuestra que esa tesis no es correcta. No hay regulación por una autoridad superior.

Aunque los mercados de agua en Canarias no son totalmente de libre competencia, han venido funcionando durante décadas sin incidentes y se han mostrado flexibles y adaptables. El número y dispersión de obras, a lo que se suman las múltiples obras de conducción entre zonas, un grupo cuantioso de ofertantes y de demandantes, lleva a concluir que el mercado de agua establecido, sobre todo en Tenerife (por estar más estudiado), es cercano al óptimo que se puede pretender para no caer en la inoperancia y la ineficacia de una gestión hidráulica insular (Hoyos-Limón, 2022). La oferta está más dividida que la demanda (Hoyos-Limón y Puga, 2007).

Los precios del agua reflejan los costes privados de obtención y aprovechamiento, pero no los sociales y ambientales. Aunque se carece de estudios sectoriales, son previsibles externalidades, que pueden ser positivas y negativas. Múltiples autores admiten que la obtención de agua ha significado el motor de desarrollo en las islas. Que la procedencia de la misma haya sido superficial, subterránea o industrial, de iniciativa/titularidad pública o privada, no predetermina que solo se deriven externalidades de uno u otro sentido. Para tenerlo en cuenta se requiere una intervención pública, que no parece que se vaya a producir por extemporánea.

La oferta pública de agua ha influido en el comercio del agua (Hoyos-Limón, 2022), ya que muchos compradores prefieren su mayor garantía de caudal medio, calidad y ausencia de mermas, aun a pesar de que en ciertas épocas el precio pueda ser mayor que el del agua disponible en el mercado privado. Sin embargo, pueden surgir problemas debidos a la calidad o en momentos de sequía, en los que el sistema público puede carecer del volumen de agua suficiente. La intervención pública ha ido configurando un notable cambio en la economía del agua y en sus actuantes, aunque los mercados tradicionales subsisten, en especial en áreas de medianías y en determinadas áreas costeras. Las inversiones públicas en el sector del agua suponen una disminución de la inversión privada, se detraen de otras inversiones destinadas a la población y tienen una visión sectorial que puede conllevar vicios e ineficiencias.

El agua regenerada resulta cara por el tratamiento y transporte, de modo que en muchos lugares donde está disponible el precio del agua subterránea local es claramente menor que el coste de poner a disposición allí esa agua regenerada. Lo mismo le sucede al agua desalinizada en esas áreas. El agua de mar desalinizada y la mayor parte de la regenerada están disponibles en la costa y no resulta rentable elevarlas por encima de 800 m, excepto en épocas de sequía cuando el precio del agua aumenta. Sin embargo, la posibilidad de que el agua industrial pueda llegar a un cierto lugar favorece que no haya tendencias alcistas de los precios.

La inversión realizada en agua no ha sido cuantificada, es difícil de sustituir y está actualmente afectada por corporaciones financieras, incluso multinacionales, aunque la banca no ha intervenido ni se ha visto atraída por el sector del agua.

En la realidad, el sector agrícola no ha estado condicionado por el agua, sino más bien por la tierra, aunque puede haber fallos en la disponibilidad de agua. Sin embargo, actualmente la agricultura está condicionada en gran medida por las subvenciones europeas, especialmente el sector platanero. Es un

factor que distorsiona totalmente el mercado. La agricultura requiere una remodelación por la fragilidad del cultivo de la platanera, que es proporcionalmente importante en Tenerife, La Palma y La Gomera, ante la competencia con otros usos del agua que pueden pagar mayores precios.

Se tiende a que las aguas de origen superficial y subterráneo se asignen generalmente para el riego de las zonas altas y de medianías para mantener su actividad humana, pero distorsiona el mercado, como lo es el abaratamiento del agua marina desalinizada y del agua regenerada aplicando subvenciones a la producción y sin considerar la amortización en el cálculo de los costes. Puede tener objetivos de control administrativo.

El agua está disponible en el lugar de captación, mientras que el lugar de utilización puede estar distante. Por esto se requiere una red de transporte, que unas veces es propiedad del productor de agua, otras del consumidor y, con frecuencia, de terceros que prestan por su cuenta ese servicio, llamado servicio de transporte o canalización. Este servicio se prestaba en el pasado mediante un pago porcentual del caudal por las mermas, por arrendamiento volumétrico a los participantes de la comunidad del canal o más raramente por derecho de *pase* y por *pase* propiamente dicho, a modo de tarifa volumétrica que pagan todos (Hoyos-Limón y Puga, 2007). Actualmente no se permite el cobro del servicio como un porcentaje del agua transportada. En la gestión juegan un papel importante los intermediarios que conocen los distintos mecanismos y actuaciones. En la jerga local, los rematadores son los contratistas de obras subterráneas que ocasionalmente pueden actuar como mediadores en compraventas. En Tenerife siempre se ha pensado más que esa labor la llevaban a cabo los "canaleros" que distribuyen el agua o los cobradores de las cuotas (García-Ramos, 1989) antes de que se domiciliaran en entidades de crédito.

Con el notable desarrollo económico a partir de mediados del siglo XX, se produjeron problemas de cantidad y/o calidad en el abastecimiento de agua a las grandes poblaciones, a los polígonos industriales, aeropuertos y puertos, a los centros turísticos y a la agricultura intensiva, en especial en Gran Canaria. Entonces empezó a actuar la iniciativa pública a través de la Administración del agua, con la construcción de algunas nuevas grandes presas de embalse donde la naturaleza era propicia, principalmente en Gran Canaria, y después la desalinización de agua del mar. Esto ha permitido poner a disposición de los municipios un agua cara, pero no mucho más que el agua subterránea en época de gran demanda. Así, en los grandes municipios costeros y áreas turísticas ha disminuido mucho la dependencia de la adquisición de agua subterránea, pero no se ha abandonado y se mantiene activa si esta está disponible con calidad adecuada y a precios razonables, y en especial como seguridad. Esto ha tenido una gran incidencia en los mercados del agua. Algunas áreas costeras se abastecen a partir de aguas subterráneas salinas propias tras su desalobración, a coste menor que la desalinización del agua marina. También algunas explotaciones de cultivos intensivos mejoran la salinidad y composición de sus aguas subterráneas propias de esa manera.

A partir de la década de los setenta se controlaron las pérdidas al mar de agua de las galerías en épocas de baja demanda, con consumo de reservas que no se habían utilizado, en parte por aumento de las extracciones de los pozos costeros y por aumento del número y capacidad de balsas de almacenamiento. Las actividades económicas y agrícolas en las medianías siguen dependiendo fundamentalmente del agua subterránea, donde persiste el comercio del agua. Esas áreas son de gran interés humano y de atención especial en la política del agua.

Según los datos oficiales, la reutilización del agua usada es moderada, pero en aumento, por iniciativa pública. Sin embargo, en la realidad los agricultores tienden a no usar el agua regenerada cuando pueden, en especial por problemas en la salinidad de origen y en la depuración. Se podría reutilizar mucho más, sobre todo aprovechando que el precio de esta agua está subvencionado. El Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria se hace cargo de cumplir las condiciones de la disposición en que se establece el

régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas (Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre) y asume los altos costes en análisis y controles. Cuando la salinidad del agua regenerada es excesiva para el uso agrícola o de riego de campos de golf y jardines, previamente a su oferta puede ser sometida a una reducción de salinidad. Se requiere su bombeo a los lugares de uso y redes de distribución. El resultado final es que el precio que aplicar al agua regenerada es alto. Su puesta a disposición ha influido moderadamente en los mercados del agua subterránea.

Otra intervención administrativa importante es la obtención, compra, almacenamiento y distribución del agua por entidades de titularidad pública. El agua acumulada en grandes balsas se pone a la venta y se distribuye en los momentos de mayor demanda o se destina a usos con demanda más regular. En la práctica surgen problemas de salinidad y composición química cuando se incorporan aguas de baja calidad en origen. Esta agua, con tarifa regulada, puede afectar a los mercados del agua.

La construcción directa de muchas de las infraestructuras con las que se prestan servicios públicos de agua, o cuanto menos su financiación, ha sido participada por la Administración del Estado, el Gobierno de Canarias, el respectivo Cabildo Insular y los Ayuntamientos, en algunos casos con el apoyo de fondos estructurales FEDER de la Unión Europea. Salvo la amortización de equipos renovables, estas inversiones no se repercuten en las tarifas para el usuario. Eso es legal y financieramente correcto, pero no reflejan los costes reales que tendría el agua en ausencia de esas aportaciones. El coste resultante de considerar todas las amortizaciones es importante de cara al futuro, ya que esas subvenciones presumiblemente no se van a repetir.

Las ayudas públicas para agua en Canarias han sido tradicionalmente escasas debido al carácter dominantemente privado de las mismas, pero ha habido aportaciones en obras hidráulicas, principalmente embalses (en parte entregadas a la Administración del agua y en parte a comunidades de regantes o municipios), y estaciones de depuración. La Ley de Aguas canaria recoge auxilios a obras hidráulicas y de regadío, de iniciativa tanto privada como pública. Las convocatorias se han ido distanciando en el tiempo, a la vez que se han llevado a cabo ofertas distintas por cada Consejo Insular de Aguas. Estos han ido variando las obras susceptibles de recibir ayudas, según los objetivos de planificación.

Algunos problemas de gestión del agua son la escasez de recursos económicos públicos, que ha frenado el desarrollo de los sistemas comerciales de producción industrial de agua, la desmotivación actual del sector privado para invertir en el agua y el solape y descoordinación en el ejercicio de las competencias y atribuciones de las distintas Administraciones. Esto va ligado a la progresiva desaparición de la "cultura del agua" en gran parte de la población, que actualmente es dominantemente urbana y está desvinculada de sus orígenes rurales.

11.0.10. Consideraciones administrativas e institucionales

La gestión del agua corresponde a los Consejos Insulares de Aguas, que actúan como Administración del agua de la respectiva isla. Se trata de organismos autónomos adscritos a los Cabildos Insulares y están participados por todos los sectores públicos y privados que intervienen en su ordenación, aprovechamiento, uso y gestión. Tienen personalidad jurídica propia y plena autonomía funcional. Según la legislación, la coordinación entre ellos y la redacción del Plan Hidrológico de Canarias queda en manos del Gobierno de Canarias, actualmente a través de la Dirección General de Ordenación del Territorio y Aguas. Sin embargo, esta planificación regional no se ha llevado a cabo. La coordinación tampoco es efectiva y solamente se ha puesto en marcha para cumplir los plazos de la planificación hidrológica establecidos por la Unión Europea.

Además de las competencias de las Delegaciones de Minas canarias en cuanto a seguridad y policía minera de las obras de captación y maquinaria, la Administración del agua como recurso se hizo tradicionalmente por los Servicios Hidráulicos (SH) de las provincias de Las Palmas y de Santa Cruz de Tenerife, los cuales tuvieron competencias para tratar de ordenar las explotaciones de agua subterránea.

La comunidad autónoma de Canarias, según su Estatuto de 1982 y las transferencias complementarias posteriores, recibió las competencias en agua en todo el territorio, con recursos propios, aunque reservándose la Administración General del Estado las inversiones en obras de interés general. En 1985 se traspasaron las funciones y servicios en materia de obras hidráulicas y se creó una Dirección General de Aguas, con responsabilidades principales de gestión general e inversiones, coordinación, apoyo y relaciones con el Gobierno del Estado y con la Comisión Europea. Los respectivos Cabildos Insulares asumieron en 1995 la gestión hídrica de cada isla, que la ejercen a través de los respectivos Consejos Insulares de Aguas (CIA), uno por cada una de las siete islas, como demarcaciones de agua. Gran Canaria y en especial Tenerife tienen CIA dotados, con capacidad de acción, dentro de las limitaciones presupuestarias, las intromisiones políticas y un creciente desinterés social.

Las Administraciones del agua en Canarias, siguiendo desde 1996 las directrices estatales y desde el año 2000 las derivadas de la transposición de la Directiva Marco del Agua europea, han desarrollado en cada isla planes hidrológicos insulares, actualizando parte de los datos necesarios, pero en general con pocos conocimientos nuevos respecto a los alcanzados en el SPA-15 (1975) y trabajos relacionados, debido a la escasez de recursos económicos y humanos y nuevas tareas para las que su personal no estaba entrenado, y también a cierta desidia, exceso de intervención política y opacidad por parte de los grandes aguatenientes y propietarios. Es escaso el nivel de coordinación entre planificación hidrológica, planificación territorial y ambiental y otras planificaciones socioeconómicas, a pesar de que existe la figura de organismos competentes en la preparación de la planificación hidrológica.

Tras los repartos de aguas de los manantiales y cursos de agua permanentes después de la incorporación de las islas Canarias a la Corona de Castilla, se formaron heredades de aguas, que inicialmente reunían a los herederos de los derechos otorgados y más tarde también a los que los habían adquirido por transmisión. Esta figura jurídica, similar a una asociación para la explotación de los recursos de agua, ha tenido especial desarrollo en Gran Canaria por la relativa riqueza en aguas superficiales de descarga de los acuíferos.

Hay numerosas comunidades de agua para explotar galerías y pozos. Unas son pequeñas, pero hay agrupaciones importantes que reúnen a muchos productores de agua para acciones comunes y evitar pleitos por interferencias mediante acuerdos previos. Las comunidades de agua son similares a sociedades mercantiles, cuyo objetivo es conseguir agua y no intervienen en el comercio del agua. La comunidad de agua es propietaria de la infraestructura, pero no del agua, que es de los partícipes.

En Canarias no hay asociaciones de usuarios de agua subterránea que participen en la gestión del recurso. Los intentos para constituirlas no han progresado, en parte porque las heredades y comunidades de agua y los grandes explotadores están representados en el respectivo Consejo Insular de Aguas. En Gran Canaria, Tenerife y La Palma existen relaciones entre los principales consumidores y explotadores para defender, tratar y mejorar asuntos que les conciernen, pero no son instituciones constituidas. Sus actuaciones trascienden poco al público, lo mismo que el funcionamiento de los mercados del agua.

Los explotadores y usuarios de agua subterránea, los grandes directamente, y los otros a través de representantes, tienen un peso notable en los Consejos Insulares de Aguas, aunque siempre minoritario según la Ley de Aguas, pero domina una minoría que acuerda con la Administración del agua las actuaciones. La participación pública puede dominar, pues tiene mayoría en la Junta General de los Consejos Insulares de Aguas.

11.0.11. Consideraciones sobre la gobernanza del agua subterránea y del agua en general

Desde un punto de vista amplio, la forma de explotación del agua subterránea en Canarias, en especial en Gran Canaria, Tenerife y La Palma, ha permitido el gran desarrollo económico y social de los últimos cincuenta años y un gran logro técnico en el que la existencia de mercados de agua ha jugado un papel importante. La principal consecuencia negativa ha sido un continuado consumo de reservas de agua subterránea de lenta renovación, por lo menos de decenas de años, aun cuando las extracciones totales son menores que la recarga por la lluvia. Hay descensos del nivel freático de hasta 300 m en algunos lugares, muchos nacientes se han secado, en ciertas áreas costeras hay una notable intrusión marina y la progresiva mayor profundidad de pozos y galerías ha llevado a captar aguas cada vez de peor calidad y con un coste mayor. Las interferencias han hecho que actualmente se sufran las consecuencias de lo que se ha hecho en el pasado.

Puede existir un estado final estacionario, aún lejano, pero comporta remodelar toda la infraestructura hidráulica, con enormes inversiones, grandes costes energéticos y económicos de extracción y posibles pérdidas de calidad del agua, además de afecciones medioambientales. Este estado estacionario puede suponer condiciones que hagan imposible continuar con las captaciones actuales y con una explotación no sustentable, que ya se está manifestando. Su resolución comporta una reducción de extracciones, con planes generales bien diseñados hidrogeológicamente, mayoritariamente aceptados y socialmente asumidos. Con acciones drásticas es posible que en algunas décadas y en zonas concretas se pueda producir una recuperación razonable y cierta restauración hasta situaciones próximas a la natural. Eso permitiría un mejor y más económico servicio a las áreas de medianías y una mejora social y ambiental, con tal que las actividades en esas medianías sean las adecuadas. Sin embargo, la explotación mediante galerías no permite más que una recuperación parcial.

En Canarias no se ha producido un agotamiento físico de las reservas de los acuíferos con explotación intensiva, salvo situaciones locales resolubles con aguas subterráneas del entorno, ni es previsible que suceda a corto y medio plazo, ya que en algunos acuíferos todavía quedan reservas importantes. El descenso de la explotación se ha producido principalmente por alto coste o por deterioro de la calidad, de modo que se tiende a cierta estabilización, pues la recarga es moderadamente alta, pero también lo es la descarga al mar. En Gran Canaria, Tenerife y La Palma, la recarga en medianías y cumbres es mayor que las extracciones. Realmente no hay minería del agua subterránea, sino consumo dinámico de reservas debido a la ubicación de las captaciones de agua subterránea. Lo que se puede considerar minería del agua es realmente minería de espacio subterráneo útil por las galerías. Es irrecuperable a efectos prácticos y económicos y afecta al coste futuro de obtención del agua subterránea.

El uso intensivo del agua subterránea ha dado lugar a impactos ambientales, en especial en Gran Canaria (Hernández-Quesada *et al.*, 2011), aunque parte de ellos son ya antiguos, están fuera de la memoria social y en general son mal conocidos física, ecológica, económica y socialmente. Estos impactos ambientales han supuesto externalidades negativas que la sociedad y muchos individuos han tenido que soportar de diversas formas. No se han encontrado estudios que evalúen los costes y beneficios sociales relacionados, pero presumiblemente hay beneficios netos, acompañados de cambios sociales.

11.1.
Antecedentes y características generales de Tenerife

Véase el apartado 11.0 de este capítulo 11, donde se aporta la información general y referencias sobre los recursos de aguas subterráneas del archipiélago canario, que se concreta a continuación para Tenerife.

Las características generales de Tenerife se resumen en la tabla 11.1.

Tabla 11.1. Características generales de Tenerife

Datos geográficos	Longitud 16°05'W-16°56'W	Latitud 28°00N-28°33'N	Coord. La Laguna 16°19W-28°28'N
	Rango altitudes 0-3718 m	Altitud de La Laguna 560 m	Superficie 2034 km^2
Acuíferos	Tipos de acuíferos Libres y semiconfinados	Formaciones dominantes Volcánicas básicas	N.º de MASb 4
Temperatura media °C	Rango anual insular 10 (cumbre)-21 (costa)	Media en La Laguna 16,5	Rango mensual en La Laguna 13-27
Precipitación media mm/a	En áreas altas-medias 1000	En La Laguna 600	En áreas costeras del sur 150
Términos del balance medio de agua, hm^3/a	Recarga precipitación 340	Infiltración barrancos 0	Retornos riego 50
	Recarga favorecida 0	Recarga total R 390	
	Descarga natural al mar, D 350	Extracciones, B 160	Descarga inevitable, Di 350
	Consumo de reservas V 120	Agua exportada 0	
Aporte de agua, hm^3/a	Importada 0	Desalinización 20	Regenerada 10
Socioeconomía	Población 910.000	Renta per cápita (VAB) 18.000 Đ	Actividad principal Servicios y turismo
Instituciones	Autoridad del agua General DGA Local CIATF	Asociaciones de usuarios Existen	Comunidades de aguas subterráneas Parciales y limitadas
Mercados de agua	Generales Existen	De aguas subterráneas Existen	Comercio informal Existe
Calidad agua subterránea	Salinidad Buena con excepciones	Composición Escaso de SiO_2, F, Na	Intrusión marina Periférica media
Contaminación agua subterránea	Causas principales Retornos de riego	Contaminación nitratos	

Nota: datos redondeados de la década de 2010 (PHTF, 2018; MASE, 2015; SASMIE, 2017). Los datos hacen referencia al estado medio de explotación del acuífero en el momento.

La ubicación de Tenerife y las referencias geográficas se muestran en la figura 11.3 y en la figura 6.1 del capítulo 6.

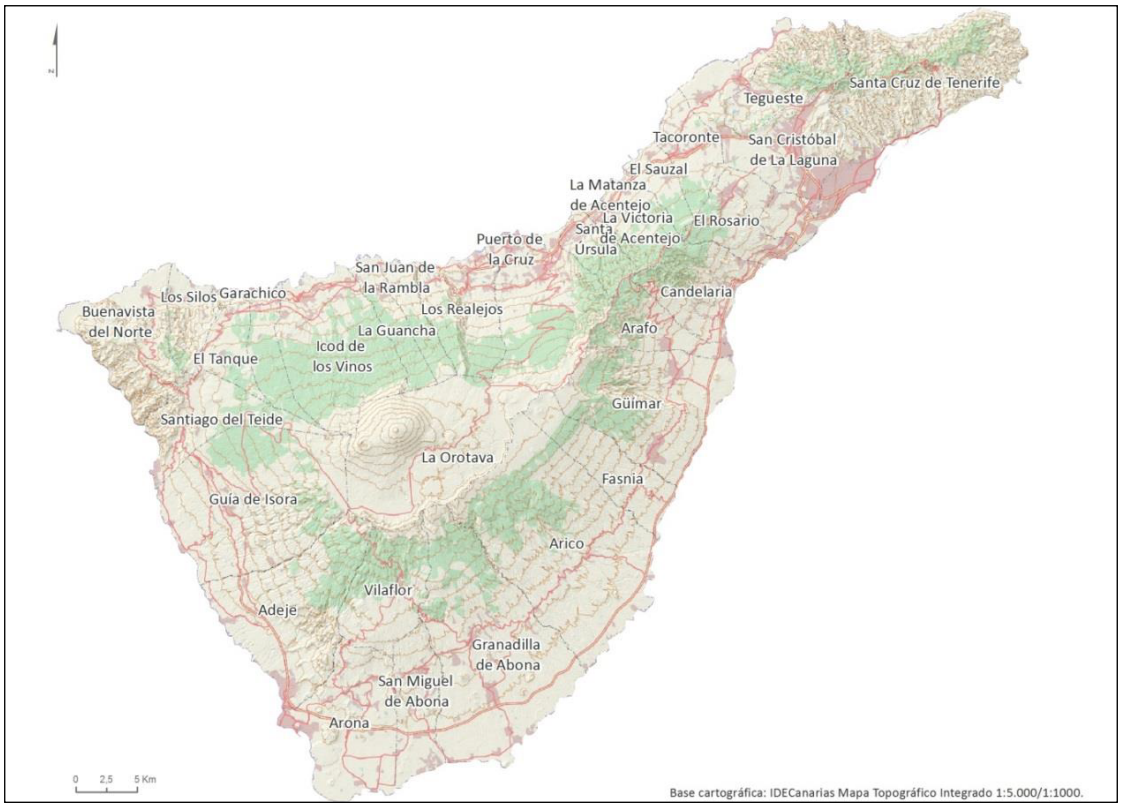


Figura 11.3. Ubicación de Tenerife, referencias geográficas (PHTF, 2018)

Tenerife es una isla volcánica con formaciones basálticas recientes, poco erosionada, salvo en los macizos antiguos de sus extremos, que son una pequeña parte de la isla. Morfológicamente destaca un gran estratovolcán, el volcán de Teide, en un lado del primitivo gran volcán central, con la extensa caldera de Las Cañadas, que se apoya sobre los restos erosionados de tres escudos volcánicos antiguos, con una dorsal a dos aguas entre la caldera de Las Cañadas y el macizo de Anaga en el NE.

La permeabilidad de las formaciones de cobertera, su capacidad de transmisión y el almacenamiento temporal de la recarga en el medio subterráneo es variable, pero en general notable. Por esta razón, la escorrentía superficial es pequeña, sin manantiales (nacientes) importantes ni cursos de agua permanentes significativos. Las descargas directas de agua subterránea al mar son importantes, pero muy difíciles de cuantificar. Se han estimado por balance y modelación matemática.

La precipitación media varía desde menos de 200 mm/a en áreas costeras del sur hasta 1000 mm/a en altitudes entre medias y altas de la vertiente norte, aunque disminuye por encima de 2000 m, cuando se supera el umbral superior de la humedad de los vientos alisios del NNE. La pluviometría media insular está en el entorno de 420 mm/a. El aporte de la niebla condensante (lluvia oculta) es significativa en algunas partes de la isla.

En las áreas de mayor humedad, donde hay bosque de coníferas y de laurisilva, las frecuentes nieblas pueden ser condensantes y aumentar la precipitación recibida por el terreno y la vegetación. Esta lluvia oculta (precipitación horizontal) no se registra en los pluviómetros. Su importancia para la recarga aún no está bien resuelta, con expectativas que pueden estar sobredimensionadas en cuanto a su relevancia a nivel insular. El PHTF (2010) indica un aporte medio de hasta 40 mm/a, en general a lo largo de todo el año, pero la mayor parte del agua depositada se evapotranspira, aunque la humedad remanente en el suelo facilita que la precipitación de lluvia produzca mayor recarga al encontrar un suelo más húmedo.

El clima de la isla de Tenerife es seco y cálido, con escasas precipitaciones. La acción conjunta de los vientos alisios y el efecto barrera de la cordillera central produce una importante diferenciación climática norte-sur, con la vertiente norte relativamente húmeda y las vertientes orientadas al sur de carácter mucho más árido. Atendiendo a la altitud, se pueden definir tres zonas climáticas: costas, medianías y cumbres.

La isla es agreste. La mitad tiene una pendiente superior al 25% y casi un tercio mayor del 40%.

Solo en un 17% de la superficie se encuentran pendientes inferiores al 10%, que es donde se sitúan los usos del territorio que necesitan de grandes superficies de suelo llano, como la agricultura, la urbanización residencial y turística, los centros comerciales, las actividades industriales y de almacenamiento y las infraestructuras.

Todos los barrancos van a parar al mar, excepto los del interior de la caldera de Las Cañadas, que es un área endorreica, aunque no necesariamente hidrogeológicamente cerrada.

La escorrentía superficial es escasa, pues la capacidad de infiltración del suelo es elevada. En general no ha habido cursos de agua con tramos permanentes, excepto en el SE, aunque el aporte de estos nacientes ha mermado notablemente. Estos barrancos y sus nacientes tienen un notable valor ecológico. Los pocos embalses superficiales totalizan una capacidad de 2 hm^3, a los que hay que sumar 1,2 hm^3 en balsas impermeabilizadas. La escorrentía superficial se evalúa en el entorno de 6-10 mm/año (12-20 hm^3/a), de los que se aprovechan unos 0,9 mm/a (1,8 hm^3/a).

Para el transporte del agua desde las fuentes (galerías, pozos, plantas de agua industrial, lugares de almacenamiento) existe una amplia red de canales y tuberías públicas, de entidades particulares y privadas, así como otras de titularidad pública, principalmente para el regadío, con importantes arterias a cota alrededor de 300 m para poder distribuir por gravedad. Los canales para el transporte de agua tienen capacidad entre escasos L/s hasta 30 L/s, además de las conducciones principales periféricas que se muestran en la figura 11.4.

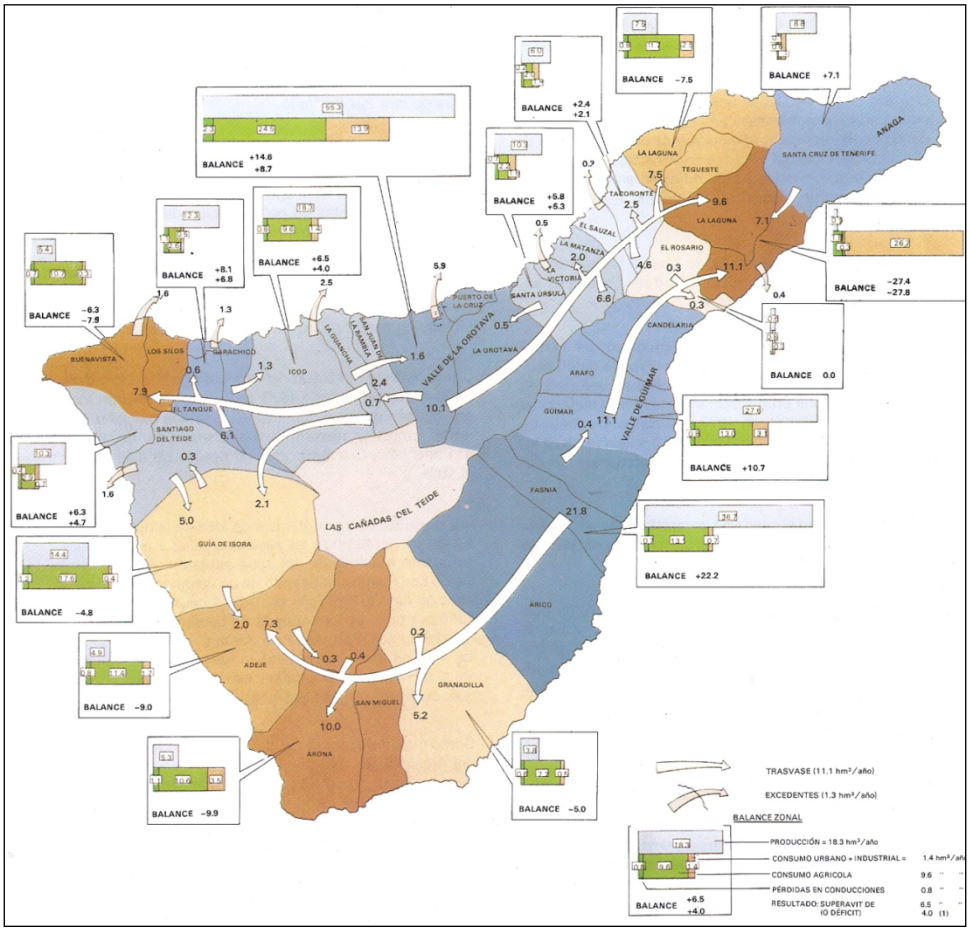


Figura 11.4. Red principal de transporte de agua en la isla de Tenerife y balances de agua zonales (Soler Liceras y Lozano García, 1985)

La ubicación de las obras de captación de agua subterránea se muestra en la figura 11.5. En cifras redondas, dos tercios del agua subterránea se captan mediante galerías. La obtención de agua subterránea fue preferentemente mediante galerías, primero para captar los relativamente escasos manantiales existentes mediante socavones y luego para drenar reservas mediante obras de mayor penetración (Braojos Ruiz, 1992), en gran manera para el cultivo de la platanera.

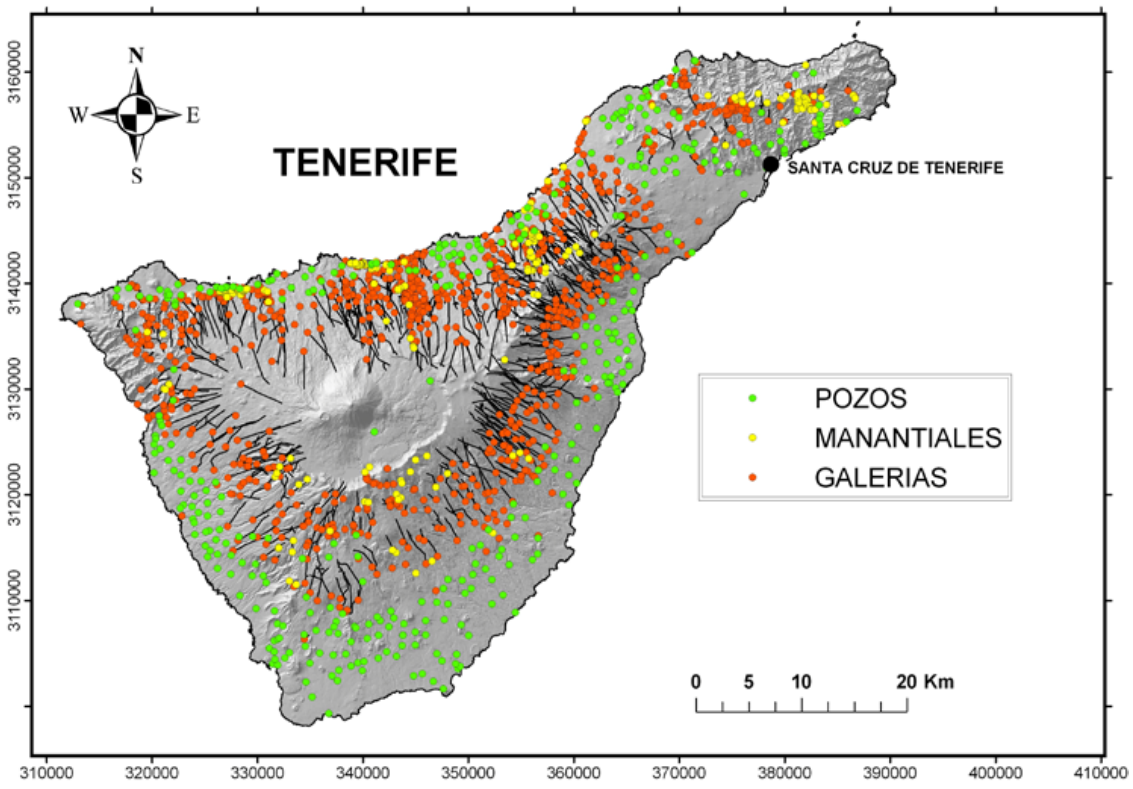


Figura 11.1.5. Mapa de Tenerife en el que se han representado las captaciones de aguas subterráneas (pozos y galerías) y los manantiales

Nota: proyección UTM (m), WGS84, 28N (Marrero, 2010).

El edificio Cañadas y la dorsal N de Tenerife son hidrogeológicamente de gran importancia, pues contribuyen y contienen una gran parte de los recursos de agua subterránea. Por esta razón se les ha dedicado un notable esfuerzo de estudio y reconocimiento, tratando de abordar las dificultades que se derivan del agreste relieve, gran espesor de la zona no saturada y emanaciones asociadas al volcanismo reciente, que aún es activo (Marrero, 2010). Se tiene la gran ventaja de las muy numerosas y largas galerías de agua, accesibles con precauciones especiales, que fueron visitadas, inventariadas y descritas hidrogeológicamente entre 1970 y 1980, en relación con el proyecto SPA-15 (1975) y trabajos posteriores.

La figura 11.6 es una sección simplificada de la cordillera Dorsal. La disposición de las formaciones es importante hidrogeológicamente, ya que los basaltos más antiguos son notablemente menos permeables que los posteriores, además de estar intensamente inyectados por diques cerca de la parte central.

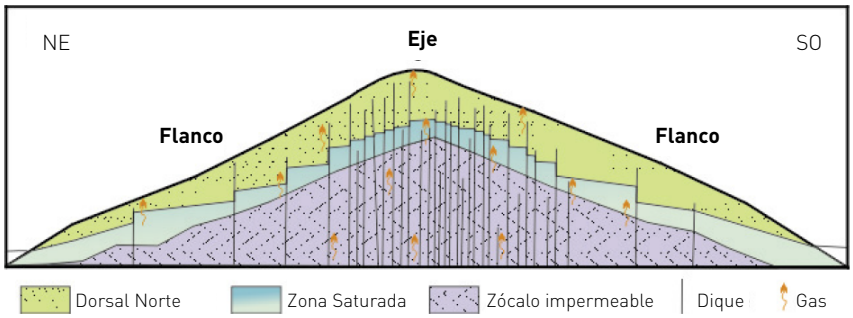


Figura 11.6. Sección hidrogeológica simplificada de la dorsal norte

Nota: el zócalo actúa como núcleo de baja permeabilidad. Este esquema requiere algunas modificaciones conceptuales de carácter hidrodinámico.

La determinación de la recarga media ha sido objeto de balances de agua en el suelo en una detallada malla territorial, pero no se ha calibrado, ya que no hay datos piezométricos de detalle en las zonas medias y altas ni se conoce la descarga de agua insular al mar. La modelación numérica carece de precisión en cuanto a los parámetros hidráulicos y el estado inicial.

La superficie freática es en gran manera desconocida en detalle puesto que en la parte media y alta de Tenerife solo se dispone de galerías de agua a las que no es posible acceder regularmente si no es en condiciones especiales y con determinación, a veces muy incierta, del inicio de la zona saturada.

El plan hidrológico vigente es el del periodo 2015-2021 (PHTF, 2018), que corresponde al segundo ciclo de planificación. El del tercer ciclo 2022-2027 está en fase final de incorporación de alegaciones a su borrador. El PHTF (2018) es un documento extenso, bien estructurado y con abundante información, aunque es dominantemente administrativo, con escaso progreso en el conocimiento hidrogeológico.

En la isla se consideran 4 MASb, definidas por varios criterios, principalmente administrativos. Para la gestión, el territorio se subdivide en zonas (8 zonas y 7 subzonas) y 53 sectores (38 sectores y 15 subsectores), como muestra la figura 11.7.

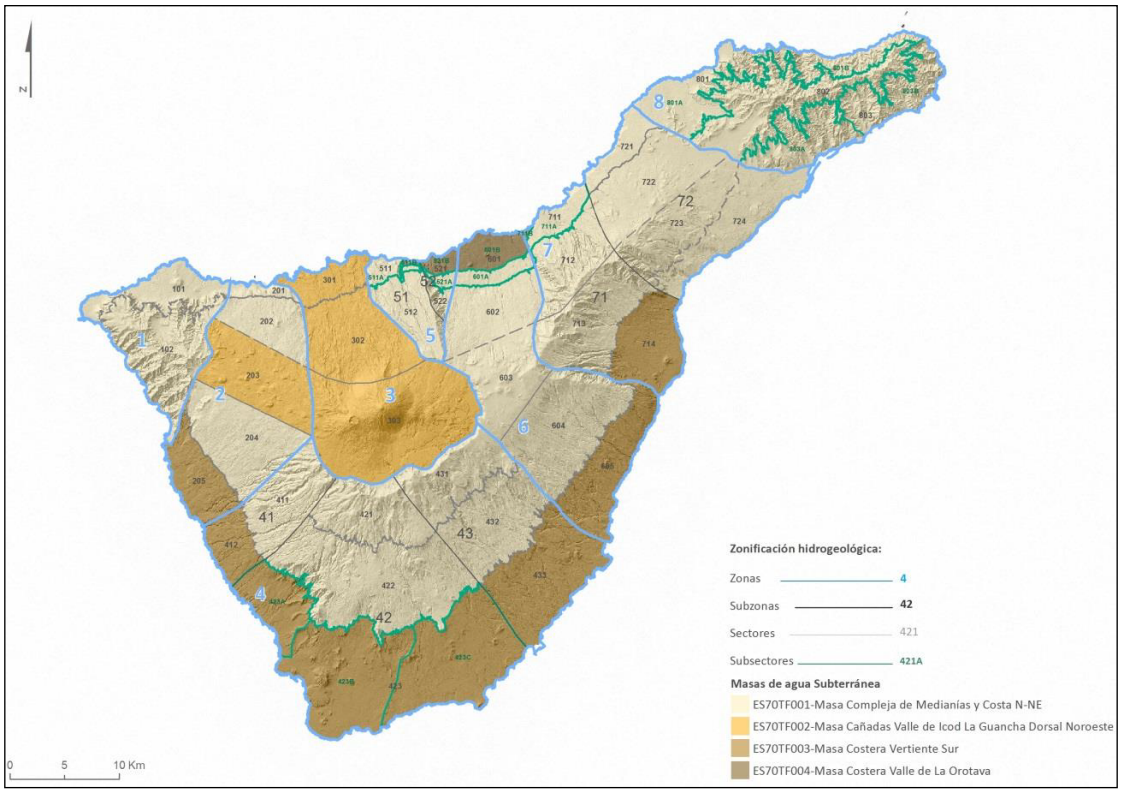


Figura 11.7. Masas de agua subterránea (MASb) definidas en Tenerife y la división en zonas y sectores (PHTF, 2018)

11.2.
Estado de la explotación y uso del agua subterránea

Los recursos de agua subterránea de Tenerife se consideraron con cierto detalle en el estudio SPA-15 (1975), se completaron con inventarios y levantamientos de detalle de las galerías de agua y de los pozos y se realizó un modelo de simulación del acuífero insular. Recientemente se ha modelado el acuífero de Los Rodeos (Crespo Arribas *et al.*, 2015), que es una de las áreas más estresadas y esencial para el abastecimiento urbano del área más poblada. El conocimiento de las aguas subterráneas de Tenerife se ha afinado con el análisis de los datos hidrogeoquímicos e isotópicos ambientales (Custodio, 1988a; Custodio *et al.*, 1987; Marrero, 2010).

Hay unas 1000 galerías inventariadas, en su mayoría entre 400 y 1400 m de altitud. El 80% de esas galerías tienen una longitud entre 2000 y 4000 m y la más larga alcanza 6000 m. Hay casi 600 galerías reconocidas, con una longitud acumulada de 750 km y 800 tramos de entrada de agua.

El volumen de agua subterránea extraíble sobre el nivel del mar actual se ha estimado groseramente en 10 a 20 km^3, pero la parte explotable por razones técnicas, de calidad y económicas es menor. El consumo total de reservas se puede estimar groseramente en 2 km^3, principalmente en la parte alta, donde están gran parte de las galerías de agua (MASE, 2015). Se trata de cifras muy inciertas y que posiblemente haya que corregir a la baja, ya que no todo son reservas porque se incluye una parte que es de renovación anual por recarga. Subsiste la incógnita de si la parte aún no captada de la reserva es de buena calidad y con alta porosidad drenable. En cualquier caso, se ha producido una verdadera minería del agua, que afecta a más de 300 m de espesor de lo que inicialmente fue terreno saturado de agua.

En teoría es posible restaurar en parte las características hidráulicas si se obstruyen las galerías mediante diques artificiales apoyados en roca de muy baja permeabilidad, pero es técnicamente muy difícil ya que hay pocas situaciones favorables para anclar cierres, además de muy costoso, y sin que el agua retenida escape por contorneo. No obstante, aun asumiendo ciertas descargas de agua inevitables, que se pueden canalizar y aprovechar, se tendría una regulación importante al permitir atenuar las extracciones en las épocas de menor demanda de agua.

Si se clausurasen todas las extracciones, no se produciría una progresiva recuperación de las reservas allí donde la forma dominante de captación son las largas galerías. Se ha alterado profundamente y de forma permanente el comportamiento hidráulico de las formaciones volcánicas afectadas.

Las condiciones hidrogeológicas en el entorno del edificio Cañadas tienen incertidumbres en cuanto a si Las Cañadas, además de una cuenca parcialmente endorreica, es una cuenca hidrogeológicamente cerrada por la barrera continua del borde de caldera o esta está abierta en el lado norte por un gran deslizamiento de ladera, actualmente oculto por el pico del Teide y la ruptura está o no sellada por alteraciones hidrotermales posteriores. Las grandes profundidades no facilitan el conocimiento de si el relleno de la caldera es un almacén cerrado de agua subterránea o si está abierto, aunque presumiblemente está cerrado, al menos en la parte profunda.

La característica hidrogeoquímica más relevante de Tenerife es la emisión difusa y por grietas de CO_2 volcánico que proviene de la desgasificación de las cámaras e intrusiones magmáticas. Si la renovación del agua subterránea es rápida, apenas hay interacción agua-roca. Sin embargo, en las zonas más profundas, menos permeables, de menor gradiente hidráulico y con frecuencia confinadas o semiconfinadas por superficies de deslizamiento y roca alterada, a alta temperatura, la renovación es muy lenta, con lo que hay tiempo para una avanzada interacción agua-roca. El resultado son aguas subterráneas con alto contenido en Na y HCO_3. La calidad de las aguas subterráneas es en general buena, pero hay problemas importantes en parte de las aguas de galería, en especial de las más penetrantes, que son altamente bicarbonatadas sódicas y tienen problemas de notable exceso de flúor (hasta 10 mg/L) y a veces de boro.

La calidad pesa poco en la demanda de agua, pues las diferencias de calidad entre unas producciones de agua y otras se amortiguan por mezcla en las redes básicas de transporte, tras eliminar las más conflictivas.

Actualmente las principales actividades económicas son los servicios (86%) y el turismo. El sector primario, sobre todo la agricultura de regadío y la ganadería (principalmente avícola) aporta un 1,8% al valor añadido bruto (VAB) y decreciente, contribuyendo cerca del 4% al empleo directo, aunque no se conoce la contribución indirecta. La demanda de agua para la agricultura es la mayor y se evalúa en el 44%.

Las redes de observación de aguas subterráneas consisten en 62 puntos, de los que 56 son de la red cuantitativa, 54 de la red de vigilancia y 5 de la red operativa (PHTF, 2018).

11.3.
Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea

La captación de agua subterránea ha ido disminuyendo con el tiempo, desde un máximo de 220 hm^3/a hasta los 160 hm^3/a actuales, con la mayor reducción del agua procedente de galerías y un menor aumento de la de pozos.

El balance hídrico tiene un notable componente de descarga al mar, lo que hace que una parte importante de las extracciones procedan de la reducción de reservas de agua subterránea, en un dilatado proceso transitorio de muchas décadas de duración. Esto supone un continuado descenso de la producción de las galerías, a menos que se trabaje en ellas para extenderlas. En la zona norte, muchas galerías por encima de 800 m de altitud ya han quedado en la zona no saturada o no son prolongables por cuestiones geotécnicas. Además, se tiene el riesgo de que el agua producida sea cada vez de peor calidad química por efecto del CO_2 geogénico. Solo las galerías por debajo de 200 m de altitud pueden mantener la producción mediante su prolongación, pero a sabiendas que van a producir un efecto negativo sobre otras galerías próximas, en especial las situadas a cota más elevada. Las altas inversiones iniciales necesarias no permiten actualmente abrir nuevas galerías. El caudal de los pozos se ha visto menos afectado por el descenso de niveles, pero tiene el riesgo de contaminación marina. Para evitar problemas de salinidad, se intenta ubicar los nuevos pozos en lugares alejados de la costa, a más de 400 m de altitud y con profundidad que no alcance el nivel del mar, lo que condiciona el caudal captable.

Debido a la calidad del agua en algunas zonas, hay restricciones de uso del agua municipal para la alimentación y bebida de niños e incluso para la población en general a causa del alto contenido en flúor, en especial en el área norte. Se buscan soluciones por sustitución de la fuente de agua y por mezcla con otras aguas. Hay algunas plantas de desalobración entre cuyos objetivos está reducir el contenido en flúor, con casi 10.000 m^3/d de capacidad instalada. Se exige que el rechazo del tratamiento se lleve a la franja costera y allí se inyecte en el terreno a menos de 100 m del litoral, donde el agua es ya de alta salinidad. Así, además, se trata de evitar problemas administrativos en relación con la legislación que afecta al dominio público marítimo-terrestre.

Los principales problemas de salinización en la isla de Tenerife están localizados en áreas concretas. La causa es la contaminación marina, en parte debida a caudales de explotación excesivos, retornos de riego o natural por efecto climático. El Consejo Insular de Aguas obliga a parar la extracción de los pozos que suponen un riesgo para la calidad del agua. Para su nueva puesta en operación se requiere comprobar mediante un aforo que no hay aumento de salinidad con el caudal de extracción fijado. Las circunstancias locales tienen gran influencia en la propensión a la salinización de los pozos costeros, como puede ser el hecho de atravesar o no determinadas capas de baja permeabilidad en el entorno del nivel del mar. En las zonas bajas, los retornos de riego producen además altos contenidos de NO_3.

Existen largas porciones costeras con descarga al mar de agua subterránea de buena calidad, donde los pozos deben tener la profundidad suficiente para intersectar tramos permeables, a profundidades que pueden estar bastante por debajo del nivel del mar, aunque las regulaciones administrativas lo impiden.

De acuerdo con el Plan Hidrológico de Tenerife de 2015 (PHTF, 2018), los titulares de aprovechamientos de pozos inscritos en el Registro Insular tienen que remitir anualmente a la autoridad del agua al menos un análisis físico-químico y las extracciones mensuales realizadas en cada una de las captaciones, y además dos medidas al año de la profundidad del nivel piezométrico en los pozos, con el pozo en reposo (nivel estático) y con el pozo bombeando en su régimen habitual de explotación (nivel dinámico). Cuando en un pozo costero el contenido en Cl ha aumentado, el propietario debe reducir el caudal hasta que la salinidad sea de menos de 600 mg/L. Si no se consigue, se procede a su paralización o clausura. Para paliar el aumento de intrusión marina de parte de los pozos del entorno a causa de las extracciones costeras con alta salinidad, el Consejo Insular de Aguas vigila que en ningún caso se extraiga agua subterránea con más de 500 mg/L de Cl, además de evitar que las aguas salobres puedan circular por conducciones de distribución de terceros, dado que la mezcla consiguiente perjudica a los otros caudales circulantes.

En la época de verano, que coincide con la mayor extracción de pozos, se suelen observar las mayores salinidades. En la época de invierno las necesidades de agua de pozos disminuyen y se extrae menos agua subterránea, lo que repercute en la mejora de la calidad del agua en dichos pozos. Sin embargo, en invierno las comunidades de agua no tienen ingresos por el agua que ponen a disposición, pero tienen que pagar por disponibilidad de energía eléctrica, según la potencia contratada. El incremento del coste de la energía eléctrica es una de las causas de que haya pozos que han dejado de elevar el agua al no poder cubrir los costes.

El papel regulador de los pozos costeros en cuanto a la producción de agua para atender a las variaciones de la demanda es variable. Actualmente, en el sur de la isla casi no contribuyen a la regulación ya que se explotan en continuo, pero dicho papel regulador es notable en el valle de La Orotava. En la evaluación del papel regulador se debe tener en cuenta el efecto opuesto de la pérdida de producción de agua en las áreas de medianías por progresiva disminución de los caudales de las galerías, que hay que compensar con mayor explotación costera, además de la disminución de la demanda agrícola por el abandono de cultivos.

A partir de la década de los setenta se ha tratado de evitar las pérdidas al mar de agua de las galerías en épocas de baja demanda, que en cierta manera son un consumo de reservas que no se utilizan. Por una parte, se hace por aumento de las extracciones de los pozos costeros para compensar y, por otra parte, los excedentes no utilizados se almacenan temporalmente en balsas, para que puedan ser usados en épocas de alta demanda, cuando se ofrecen a un precio que es menor que el que tendría el agua en el mercado en ese momento. Es el concepto que subyace en el Plan de Balsas, realizado a través de la empresa pública BALTEN (Balsas de Tenerife), regulado por el Consejo Insular de Aguas de Tenerife (CIATF). Esto puede suponer una reducción de los ingresos anuales para los explotadores de galerías, y de ahí su oposición inicial a dicho plan. Más recientemente, las galerías de iniciativa pública y algunas de las privadas tratan de reducir esas pérdidas de agua con almacenamiento en sus propias balsas, y en algunos casos también mediante cierres regulables dentro de las galerías en lugares apropiados capaces de soportar altas presiones diferenciales, pero no es factible en general.

Los beneficios económicos y de disponibilidad de agua de las balsas se producen principalmente en las áreas costeras, mientras que las actividades económicas y agrícolas en las medianías siguen dependiendo fundamentalmente del agua subterránea, donde persiste el comercio del agua subterránea no influido. Esas áreas son de gran interés humano y de atención especial en la política del agua.

CIATF da servicio público de riego a nivel insular mediante BALTEN, que ha incorporado a sus funciones el almacenamiento de agua en balsas, la desalobración de aguas subterráneas y la reutilización de aguas regeneradas. BALTEN puede adquirir agua en el mercado, aprovechar aguas públicas de escorrentía, almacenar agua de terceros en sus balsas, transportar y distribuir agua por conducciones públicas adscritas, mejorar la calidad de las aguas, prestar servicio a los regantes finales que se acojan a dicho servicio y a los Ayuntamientos para mejorar la calidad de las aguas de abastecimiento y la reutilización de las aguas urbanas residuales regeneradas para riego. Parte de los gestores privados de aguas subterráneas consideran que la actuación y economía de BALTEN como organismo público ha sido entre dudosa y desestabilizadora al pasar de la idea inicial de regulación de excedentes de aguas de galería a ofertar agua en el mercado, a veces de baja calidad.

El estado cuantitativo de las cuatro MASb es malo y el estado químico es bueno en tres de ellas, excepto en la de La Orotava, que presenta un alto contenido en nitratos y sin que se hayan podido establecer valores de referencia a causa de su gran alteración. El estado total es malo en las cuatro MASb, con riesgo nulo de empeoramiento, excepto en La Orotava, donde sí que hay riesgo de empeoramiento. El estado de los ecosistemas se considera bueno (PHTF, 2018). Los contenidos medios de nitratos varían entre 40 y 120 mg/L NO_3.

11.4.
Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos

Las consideraciones sobre los recursos de agua subterránea en cantidad son las que se derivan de los planes hidrológicos. El PHTF (1998) tuvo un notable contenido técnico y de elaboración de datos y mantuvo la línea tradicional de tratar de resolver los problemas del agua en cantidad mediante oferta adicional de agua. Los problemas de calidad tuvieron menor consideración, incluidos los de salinización por contaminación marina, y no se mencionaron los problemas derivados de la aridez climática en las áreas costeras del sur, pero se pone atención al exceso de contenido en ion flúor. Se prestó moderada atención a los efectos ambientales y sociales. No obstante, es un documento muy útil para enfocar la gobernanza de las aguas subterráneas.

Los siguientes planes hidrológicos para el periodo 2009-2015 (disponible con gran retraso), 2015-2021 (PHTF, 2018) y 2021-2017 (borrador en retoques para tener en cuenta el resultado de la información pública) tratan de seguir lo establecido en la Directiva Marco del Agua europea y subsidiariamente la normativa española al respecto, pero aportan moderadas novedades hidrológicas, de gestión y orientadas a la gobernanza del agua y del agua subterránea, con un análisis económico y socioeconómico moderadamente desarrollado.

Según el plan hidrológico 2015-2021, las aguas subterráneas son asignadas mayoritariamente en el mercado del agua previo pago de un precio privado fijado libremente en función de la oferta y la demanda. La contratación de esta agua puede realizarse en cualquiera de sus tres modalidades: 1) contrato anual, 2) contrato ocasional o de temporada y 3) mercado de participaciones de comunidades de agua.

De acuerdo con el artículo 113 de la Ley 12/1990, de 26 de julio, de Aguas, el Consejo Insular de Aguas, previa autorización del Gobierno de Canarias, podría determinar precios máximos o de vigilancia especial para las transacciones de agua que se celebren en la isla o en cualquiera de sus zonas y para el transporte de agua entre los diversos puntos de su territorio. Sin embargo, la imposición de precios máximos se ha tratado con cautela. Paradójicamente, una medida diseñada para favorecer a los usuarios podría tener como efecto la aparición de dificultades de acceso o escasez. En el caso de las aguas subterráneas gestionadas por BALTEN, los precios coinciden con los aplicados a las aguas superficiales e incluyen, en su caso, el transporte por las conducciones adscritas al servicio, pero afectando negativamente al libre mercado. Esta oferta se hace principalmente en la zona costera. La evolución hacia una mayor intervención pública se lleva a cabo, en el caso de Tenerife, mediante limitaciones administrativas: exigencia de información a las comunidades, reducción o negación de derechos de explotación, imposición de técnicas muy onerosas, etc.

Por un lado, la participación de los usuarios e interesados está constreñida al ámbito estatutario del Consejo Insular de Aguas, que es oficialista. Por otro lado, continúan los condicionantes ligados a la oferta de agua, con moderadas medidas para la disminución de la demanda de agua.

Los planes hidrológicos no muestran una suficiente consideración de otras planificaciones sectoriales, como las de la energía, agricultura, turismo, urbanismo y empleo, ni identifican fuentes de financiación aparte de las del propio Cabildo Insular de Tenerife y el Gobierno del Estado, a modo de interés general y subvenciones públicas. No se aprecian esfuerzos especialmente dirigidos a la revitalización de las instituciones públicas y privadas y a la creación de comunidades de usuarios con participación en la gestión, pero se apoya la Cámara de Aguas, que es un organismo privado de los explotadores del agua.

Las comunidades de agua son muy numerosas en Tenerife. Hay agrupaciones importantes que reúnen a muchos productores de aguas para llevar a cabo acciones comunes y evitar pleitos por interferencias mediante acuerdos previos, por ejemplo, por la pérdida de producción de las galerías más altas al profundizar las galerías a baja cota. La Comunidad de Agua Unión Norte, que sirve al área norte y al área urbana de La Laguna-Santa Cruz de Tenerife, es una de las más importantes.

En 2014 había 21 grandes intermediarios (empresas del agua) y casi la mitad suministró más de 1 hm^3/año (Hoyos-Limón, 2022). No suelen ser propietarios de canales o conducciones principales (conducciones maestras, de trasvase, red básica, en terminología de los planes hidrológicos), aunque pueden poseer redes locales. Hay una gran diferencia entre intervinientes en el mercado de agua y las cuotas de los mismos según los diferentes conceptos, como se expresa en la tabla 11.2.

Tabla 11.2. Intervinientes y cuotas de los intervinientes en los mercados de agua (PHTF, 2018)

Tipo social	% de participaciones	% cuota de mercado
Personas físicas	82	6
Sociedades anónimas	2	32
Sociedades de responsabilidad limitada	5	32
Comunidades de bienes y herencias	5	16
Otros	6	16

Las sociedades mercantiles y municipios van ganando actualmente protagonismo en la obtención de agua potable para abastecimiento. El 86,1% del agua utilizada en Tenerife es de titularidad privada y el resto de titularidad pública demanial y de titularidad patrimonial (Hoyos-Limón, 2022).

El estudio de tres grandes comunidades de agua tinerfeñas (Hoyos-Limón, 2022) muestra que existe una gran diferencia entre los titulares del agua y los que la aprovechan, que los municipios no suelen ser grandes propietarios de agua y que los grandes intermediarios no son propietarios ni son usuarios de agua o lo son en pequeña proporción, de modo que adquieren agua a muchos propietarios y la ceden a muchos usuarios.

En julio de 1977 se constituyó la Cámara Insular de Aguas, a la que pertenecen buena parte de los que explotan agua subterránea desde antes de 1987 e incluso antes 1985, cuando entró en vigor la Ley de Aguas de 1985. Colaboró en la regularización de las galerías y pozos, de acuerdo con la Ley de Aguas canaria de 1990. Uno de sus objetivos fue el de enmarcar la conversión de derechos existentes con anterioridad a la Ley de Aguas canaria (LAC) a concesiones, a la vez que el mantenimiento de forma transitoria de los derechos privados de propiedad. La Cámara de Aguas recibe una cuota de sus asociados por captación. Su actividad actual deriva del papel de representación de intereses concretos en la Junta de Gobierno del CIATF. Tiene poca actividad en comparación con la que tuvo a finales de siglo XX, aunque hay una reactivación para el posicionamiento respecto a los planes hidrológicos.

Los Ayuntamientos son en mayor o menor medida titulares de una proporción de las aguas captadas en las galerías que están y discurren subterráneamente por su municipio, que deriva de los antiguos derechos del subsuelo. Con esas aguas atienden al abasto de su población, pero por lo general resultan insuficientes, por lo que deben adquirir el agua adicional que necesitan.

La forma de mercado actualmente más perfeccionada es la de contrato (arriendo) anual negociado. Por una parte, los titulares (aguatenientes) —muy atomizados y territorialmente dispersos, como lo está la propiedad del agua— que no necesitan toda el agua de que disponen la ofrecen en venta. Por otra parte, los usuarios potenciales —también dispersos y diversos (regantes o gestores urbanos)— demandan el agua que desean usar.

La gran fragmentación existente de la oferta de agua en Tenerife hizo posible una aceptable aproximación a un real mercado del agua (Hoyos-Limón, 2022) y, aunque esos mercados se alejen de un mercado ideal y socializado de libre oferta y compra, no por ello dejan de ser útiles. Existe una amplia base social de unos 50.000 tenedores de acciones (Hoyos-Limón, 2022). En el presente se trata principalmente de personas de edad avanzada. Esta situación está en crisis. Por un lado, se limita la libertad de la oferta y, por otro lado, la compra de agua está dominada por unos pocos grandes municipios, grandes grupos de agricultores y áreas turísticas e industriales, que son los que determinan los precios del agua. También la distribución tiene limitaciones, preferentemente por causa de la capacidad y por la antigüedad de las instalaciones. Sin embargo, los estudios realizados por Puga *et al.* (1997) y Hoyos-Limón (2022) concluyen que el mayor número de títulos o incluso de partícipes no se corresponde biunívocamente con mayor equidad.

No se suele garantizar la calidad del agua al comprador, que puede ser de buena calidad en origen, pero no siempre lo es la del agua entregada debido a que durante el transporte se va mezclando con sucesivas adiciones. Además, las mermas en el transporte suelen correr a cargo del comprador, sin que este pueda comprobarlas ni conocer a qué son debidas. No hay claras reglas de regulación por una autoridad superior.

El estudio económico (PHTF, 2018) indica una buena recuperación de costes, aunque no se incluyen las externalidades, que fueron importantes hace décadas, pero no tanto actualmente si se asume que los costes por los cambios habidos ya están amortizados. Se apunta que las únicas subvenciones al agua subterránea son auxilios a obras de captación privadas. Sin embargo, hay subvenciones que indirectamente afectan al agua desalinizada y regenerada, que a través de la oferta pública de agua con tarifas establecidas repercute en la explotación de las aguas subterráneas.

11.5.
Agua subterránea en la gestión integrada de los recursos de agua y la seguridad hídrica

No se tiene un planteamiento expreso de gestión integrada de los recursos de agua, no obstante, se lleva a cabo en la realidad al gestionar las distintas fuentes de agua en cantidad, aunque no tanto ni en calidad ni en cuanto a los efectos ambientales.

Se dispone de agua subterránea de cumbres y medianías (de buena calidad, cara y disponible), de la franja costera con variable salinidad (disponible y en parte desalobrable), de agua de desalinización del agua del mar (disponible y cara) y de agua regenerada para agricultura y servicios municipales (disponible y con posibles problemas de calidad). La gestión no responde a un modelo bien establecido, aunque se aproxima, pero con condicionantes de los derechos preestablecidos o asumidos y presiones para obtener el agua al menor precio posible. Parte de la gestión se regula públicamente con la oferta de agua pública a precios (tarifas) que tratan de influir en la demanda y distribución. La existencia de una razonable red de canales y tuberías, con una parte pública, en especial en las áreas de mayor actividad económica, facilita la toma de decisiones por parte de la Junta del Consejo Insular de Aguas.

El parque de generación de energía eólica es importante y se plantea como objetivo conjugar producción eléctrica con la de agua, principalmente desalinizada, pero se dispone de poca información al respecto.

11.6.
Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real

A pesar de los esfuerzos realizados, la Administración del agua aún dista de conseguir valoraciones sociales altas. Así, por ejemplo, algunos grandes usuarios ven a la Administración del agua tinerfeña como excesivamente burocrática, con falta de objetivos, poco técnica, con excesivas presiones políticas y con cierta permisividad en la aplicación de las normas.

En los últimos años, la Administración pública del agua solo ha avanzado moderadamente a la actualización de los conocimientos derivados del SPA-15 (1975) y actuaciones posteriores asociadas. No se conoce bien el seguimiento efectivo de las extracciones más allá de controles puntuales, como la comprobación de la presentación de datos de lectura de contadores, principalmente en pozos inscritos en el Registro Insular de Aguas. Al menos una parte importante de los propietarios de las galerías y pozos inscritos comunican al CIATF los datos periódicos (anuales) de extracción y de calidad y se introduce esa información en una base de datos, pero no se controla la calidad de esos datos.

El CIATF no ha iniciado expedientes de caducidad de captaciones de agua subterránea en estado de abandono o ilegales, salvo excepcionalmente, pero sí de autorizaciones o concesiones y de clausura de extracciones.

De acuerdo con lo expresado en el capítulo 6, en la tabla 11.3, se determina el índice de estrés hídrico y la modulación que se deriva, y en la tabla 11.4 se evalúa la gestión y la gobernanza del agua subterránea.

Tabla 11.3. Determinación de un índice de estrés hídrico y correcciones que se derivan

Índices normalizados	Valor	Comentarios
Índice de explotación i = B/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	2,6	B/R = 160/390 = 0,4
Índice de explotación ampliado i = (B+Di)/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5	(B+Di)/R = (160 + 350)/390 = 1,3
Índice de estrés hídrico i = (B+Di)/(R-V), de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5	(B+Di)/(R-V) = (160 + 350)/(390-120) = 1,5
Términos de modulación		
Afección a cantidad del agua de descarga utilizable	4	Dificulta pozos costeros y producción galerías
Afección a calidad del agua de descarga utilizable	3	Favorece salinización pozos costeros
Efectos ecológicos	2	Afección no conocida al agua marina litoral
Afección a garantía del abastecimiento no agrícola	2	Efecto moderado por fuentes alternativas
Afección a garantía del abastecimiento agrícola	5	Explotación no sostenible salvo gastos grandes
Efectos geotécnicos negativos	1	No hay situaciones, salvo muy locales
Promedio de los términos, p	2,8	
Factor de corrección f = (9 - p)/4	1,8	
Índice estrés hídrico corregido IEhc = f·(B+Di)/(R-V)	5,0	

Nota: valores entre 1 = nulo o no significativo y 5 = mucho. B = extracción; R = recarga; V = reserva anual usada. Valores 1 a > 5; si > 5 se anota como 5.

Tabla 11.4. Evaluación de la gestión y la gobernanza del agua subterránea para la isla de Tenerife

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1	**Criterios de conocimiento hidrogeológico básico**	**2,9→2,6**	
1.1	**Conocimiento de la cantidad de agua del sistema acuífero**	**3,0→2,5**	
1.1.1	Existencia de cartografía hidrogeológica y su soporte geológico	4	Buenos datos, en general
1.1.2	Suficiente delimitación de las unidades hidrogeológicas y sistemas acuíferos	3	Buena delimitación, pero irregular
1.1.3	Existencia de suficientes observaciones piezométricas espaciales y temporales	2	Difícil hacerlo, en especial en las galerías; escasos puntos
1.1.4	Elaboración periódica de la información hidrogeológica y del balance de agua	2	Sexenalmente en los planes hidrológicos
1.1.5	Existencia de modelos de flujo utilizables	3	Disponible, pero requiere actualización. Modelo de Los Rodeos
1.2	**Conocimiento de la calidad del agua del sistema acuífero**	**1,8→1,8**	
1.2.1	Existencia de cartografía de la calidad del agua y del riesgo de contaminación	2	No detallado ni de la totalidad
1.2.2	Existencia de suficientes y adecuadas observaciones de la calidad	2	Red insuficiente; datos ocasionales no regulares
1.2.3	Información sobre el estado hidrológico del suelo y del medio no saturado	2	Solo a nivel general y poco preciso
1.2.4	Existencia de modelos de calidad y transporte de masa utilizables	1	No disponibles
1.3	**Conocimiento del estado de los recursos de agua subterránea**	**4,0→3,0**	
1.3.1	Buen conocimiento de las captaciones y perforaciones existentes	5	Buen inventario
1.3.2	Buen conocimiento y determinación de las extracciones y drenajes	3	Faltan mediciones con contador, pero aportan datos los explotadores principales
1.3.3	Buen conocimiento del uso del agua subterránea	5	Razonable, pero modificado por el comercio
1.3.4	Conocimiento del coste de extracción y captación del agua subterránea	3	Conocido privadamente; poco por la Administración
1.3.5	Observación y conocimiento de los resultados de la explotación	4	Pocas manifestaciones naturales, pero atención a lo que queda
2	**Criterios administrativos, legales y económico-sociales**	**2,8→2,3**	
2.1	**Aspectos administrativos**	**2,7→1,7**	
2.1.1	Buen sistema de inventario y registro de autorizaciones y permisos de extracción	5	Bien llevado

Clave	Tema	Valor	Comentarios
2.1.2	Buen control y vigilancia de extracciones legales, ilegales y no autorizadas	4	Se realiza, pero mejorable
2.1.3	Buena vigilancia de acciones potencialmente contaminantes	2	Solo en determinadas áreas
2.1.4	Posibilidad de suficiente policía territorial	2	Falta guardería especializada y colaboración de los usuarios
2.1.5	Administración del agua subterránea que sea experta y esté bien dotada	3	Ha decaído y debe reforzarse
2.1.6	Posibilidad de tasar las extracciones de agua subterránea de cualquier tipo	2	Indirectamente
2.1.7	Posibilidad de tasar las acciones contaminantes para el acuífero	1	Aspecto poco considerado
2.2	**Aspectos legales**	**2,8→2,8**	
2.2.1	Suficiente consideración de las aguas subterráneas en la normativa legal	4	Mejorable en el plan hidrológico
2.2.2	Sistema eficiente de resolución de conflictos por vía normativa	3	Lentitud
2.2.3	Existencia y aplicación eficaz de sanciones por incumplimiento o acciones ilegales	3	Lentitud y prescripciones
2.2.4	Responsabilidad por abusos en la cantidad y calidad, actuales o en el pasado	1	No se considera
2.3	**Aspectos económico-sociales**	**2,6→2,1**	
2.3.1	Recuperación de costes derivados de la explotación del agua subterránea	4	Lo hacen los particulares y menos la Administración y sin externalidades
2.3.2	Adecuado uso de los ingresos por tasas en beneficio de los usuarios y del acuífero	3	Depende del CIATF; no finalista
2.3.3	Existencia de acuerdos sociales entre usuarios y con la población	3	En parte impuestos por la Administración
2.3.4	Suficiente financiación de la observación, estudios y elaboración de datos	2	Mayor esfuerzo en galerías y pozos
2.3.5	Economía que no requiere subsidios directos e indirectos para el uso	3	Hay subsidios encubiertos en las fuentes de agua industriales
2.3.6	Disposición de usuarios y la población al pago a cambio de mejoras o sostenibilidad	2	Los agricultores no lo aceptan
3	**Criterios de gestión y buena gobernanza**	**3,0→2,1**	
3.1	**Aspectos en relación con la gestión del agua subterránea**	**3,2→2,2**	
3.1.1	Existencia de un organismo público con la responsabilidad última de la gestión	5	Consejo Insular de Aguas de Tenerife
3.1.2	Disponibilidad de recursos y medios para la gestión y observación	2	Recursos escasos; poca implicación de los usuarios

Clave	Tema	Valor	Comentarios
3.1.3	Existencia de comunidades de usuarios que participan en la gestión	2	Hay comunidades, pero no participan expresamente en la gestión
3.1.4	Involucración de los usuarios en la gestión y observación y control	3	Es condición de la autorización, sin un objetivo incentivador
3.1.5	Consideración de las aguas subterráneas en la seguridad hídrica	3	Considerado en el plan hidrológico, pero con preferencia por lo público
3.1.6	Consideración y práctica de la gestión integrada de recursos de agua	3	Desarrollado parcialmente. Sí a nivel local privado
3.1.7	Planes apropiados para mitigar sequías con agua subterránea de forma sostenible	2	Posible con pozos costeros; poco definido
3.1.8	Planificación hidrológica de la gestión infraestructural, efectos y financiación	4	En el plan hidrológico
3.1.9	Planificación hidrológica de la gestión no infraestructural, efectos e implantación	3	A través de oferta de agua púbica, no planificado y no pactado
3.1.10	Planificación sin sobreconcesión de derechos de uso del agua subterránea	5	No nuevos permisos, salvo excepciones especiales
3.1.11	Gestión en el marco de restricciones acordadas con los usuarios	3	A través de la Cámara de Aguas; no todos participan
3.2	**Aspectos de la gobernanza del agua subterránea**	**2,9→1,9**	
3.2.1	Participación de las instituciones de la sociedad civil	2	Participación no regulada y poco involucrada
3.2.2	Capacidad del organismo de gestión para coordinar con otros organismos	2	Lo hace la DG Aguas y el Cabildo Insular, sin detalle
3.2.3	Coordinación eficaz con el sector agrícola	4	Mejorable
3.2.4	Planificación específica e integrada, compatible con la buena gobernanza	3	Sin apoyo de herramienta de toma de decisión
3.2.5	Fácil acceso y transparencia en la información	4	Fácil acceso a una parte; más difícil a la parte histórica
3.2.6	Elaboración de información para hacerla accesible y comprensible a los no expertos	2	Se limita a la divulgación
3.2.7	Existencia de un órgano independiente que evalúe los aspectos ético-morales	1	No parece existir
3.2.8	Consideración de la equidad territorial y temporal del acceso a recursos de agua	3	A través del CIATF, pero condicionada
3.2.9	Existencia de una institución para lograr y conservar la buena gobernanza	5	CIATF
3.2.10	Minimización de las interferencias políticas y de sindicatos	3	Interferencias de grupos de presión y políticos
	Índice de gobernanza	**2,9→2,3**	

Nota: CIA = Consejo Insular de Aguas. CI = Cabildo Insular. DGA = Dirección General de Ordenación del Territorio y Aguas.

Los resultados se reúnen en la tabla 11.5.

Tabla 11.5. Resultados de las evaluaciones del estrés hídrico de la gestión y de la gobernanza del agua subterránea

Concepto	Evaluación	Comentarios
Índice de estrés hídrico corregido (IEhc)	5,0	Alto estrés hídrico de los acuíferos
Índice de gestión	3,2 → 2,2	Medio, mejorable
Índice de gobernanza (Ig)	2,9 → 2,3	Media
Factor de corrección f = (9 - IEhc)/4	1,0 → 1,0	
Gobernanza corregida = f · Ig	2,9 → 2,3	Media

Nota: valores entre 1 (nulo) y 5 (máximo).

11.7. Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y la buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo

Dado que el conocimiento del funcionamiento del acuífero, a nivel insular y por zonas, es fundamental para una mejora de la gobernanza de los recursos subterráneos, un primer objetivo debe ser mejorar significativamente la obtención de datos, el análisis de los mismos y la realización de estudios que permitan un mejor conocimiento del sistema. Ello debería llevar aparejado la ampliación y potenciación de los recursos humanos especializados, bien en el propio Consejo Insular de Aguas, bien mediante convenios con la Dirección General correspondiente del Gobierno de Canarias o con centros de investigación y universidades.

Se debe incrementar la participación efectiva de los usuarios e interesados en la gestión de los recursos de agua subterránea, con suficiente consideración de la integración de los recursos de agua y toma de responsabilidades en la observación hidrogeológica, mediciones y su financiación. Puede ser conveniente la creación de una o varias comunidades de usuarios de aguas subterráneas (CUAS), dotadas de estatutos que garanticen su funcionamiento, actuación respecto a la Administración del agua, lo más democrática posible, y que evite el secuestro por grupos poderosos o de naturaleza política. Estas CUAS deberían disponer de una oficina técnica, en buena relación con los servicios técnicos del CIATF, con responsabilidad en elaborar y difundir información.

El CIATF debería disponer y operar un modelo de ayuda a la decisión y un modelo de flujo del agua subterránea actualizado y con mejoras progresivas, operativo y accesible o compartido con las CUAS, más un modelo que permita analizar los procesos de salinización, de evolución del contenido en nitratos y de calidad en general y en los canales de distribución. Los resultados de la modelación deberían ser tenidos en cuenta en la planificación territorial y de la agricultura.

El CIATF debería disponer de un órgano consultivo separado, dotado y con estatutos, para garantizar la participación de la sociedad civil, el cumplimiento de los principios de transparencia y en su caso con la realización de estudios especializados.

Tal como ya se apuntaba en el SPA-5 (1975), y se elaboró posteriormente en el estudio socioeconómico que le siguió, en una situación de gran estrés hídrico, consumo de reservas de agua subterránea y fuentes alternativas de agua caras, el elevado consumo de agua por la agricultura requiere un profundo replanteamiento y la búsqueda de una producción agropecuaria más limitada, de mayor contenido

económico y con mayor empleo derivado, orientada a la exportación de elaborados especiales, pero considerando la garantía alimentaria normal y en situaciones de conflicto externo.

Parece interesante un plan para favorecer la recarga de diferentes áreas del acuífero, con aguas de escorrentía de lluvia en determinados terrenos poco permeables o acondicionados que no tienen otro mejor uso o en edificios y zonas asfaltadas, con lo que además se puede contribuir a mitigar inundaciones. El coste puede ser elevado, pero es menor que el del agua subterránea en diversos lugares. Eso precisa participación de los habitantes y asegurar un modo equitativo de financiación. No obstante, la elevada capacidad de infiltración de gran parte de los suelos tinerfeños puede hacer difícil conseguir áreas de concentración de escorrentía de lluvia.

Energéticamente puede tener interés mantener niveles altos de agua en los pozos, siempre que no suponga pérdida de agua, para reducir las elevaciones, pero esto requiere un periodo de cese de las extracciones y su sustitución por agua de otras fuentes o las actividades económicas, cuyo beneficio social y económico no se ha considerado ni evaluado. En Tenerife esto es de interés secundario, pues la mayoría de los pozos están en el área costera y son pocos los operativos. Este ahorro no tiene sentido donde dominan las galerías, y en este caso el ahorro energético es el de no perder la altitud del agua captada hasta el usuario o si hay que perderla, turbinar el caudal para su conexión a red o para ahorrar la elevación hasta los canales principales de las galerías a menor cota.

11.8.
Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza

La situación general de las aguas subterráneas en la isla de Tenerife es aceptablemente bien conocida y se dispone de una Administración del agua potencialmente capaz de realizar los estudios y observaciones para mantener y mejorar el conocimiento, la gestión, la planificación y la gobernanza del agua subterránea. Se está en una situación de estrés de las aguas subterráneas si se tiene en cuenta la imposibilidad de recuperar gran parte de la importante descarga al mar y el progresivo deterioro de la calidad del agua en áreas periféricas, las de mayor actividad humana y económica. La situación es la de tendencia a la integración de los recursos de agua, aunque falta un mejor apoyo a la toma de decisiones, en un contexto de equilibrio de las actividades públicas y privadas, que actualmente no está bien definido, y al margen de los avatares políticos.

La explotación actual de los recursos de aguas subterráneas es claramente no sustentable, aunque es una situación mejor que la de las dos décadas anteriores y en evolución positiva en cuanto a la cantidad, pero no de la calidad.

Faltan actuaciones para avanzar hacia la buena gobernanza, que suponen nuevos paradigmas y la eliminación de suspicacias, exclusividades e intervencionismos, con una visión económico-social mejorada y una modulación ética-moral.

Una de las conclusiones de la evaluación practicada en 2014 por Sánchez Jordán (2014) apunta a que el CIATF tiene definidos objetivos concretos en relación con las masas de agua con buen estado general, a la vez que en las aguas subterráneas hay zonas localizadas con exceso de nitratos de origen agrario, recuperables solo a largo plazo, amén de un deficiente estado cuantitativo de aquellas aguas.

Tanto la gestión como la gobernanza actual puede evaluarse como media, en un contexto insular en que el estado total de las aguas subterráneas es malo en general, según los criterios derivados de la Directiva Marco del Agua europea.

11.9. Referencias

Aguarta, M., Mesa, J. y Rodríguez Brito, W. (1997). *Economía y mercado de aguas subterráneas en Canarias. Las aguas subterráneas en la planificación hidrológica en las islas Canarias*. AIH-GE, Las Palmas de Gran Canaria: 113-117.

Aguilera Klink, F. (2002). *Los mercados de agua en Tenerife*. Colección Nueva Cultura del Agua. Bakeaz, Bilbao: 1-142.

Ascanio y León, R. (1926). *Gran Canaria y sus aguas subterráneas*. Ed. Sucesores de M. Curbelo, La Laguna de Tenerife: 1-131.

Braojos Ruiz, J. J. (1992). *Análisis estadístico de la evolución histórica de los alumbramientos de agua mediante galerías en la isla de Tenerife*. Plan Hidrológico Insular, Cabildo Insular de Tenerife, Área de Infraestructura, Santa Cruz de Tenerife: 1-23.

Cabrera, M. C. y Custodio, E. (2011). La investigación hidrogeológica en Canarias desde el proyecto Canarias SPA-15. En: M. C. Cabrera, J. Jiménez y E. Custodio (eds.), *El conocimiento de los recursos hídricos en Canarias: cuatro décadas después del proyecto SPA-15*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos-Grupo Español, Las Palmas de Gran Canaria: 109-116.

Cabrera, M. C., Custodio, E. y Roque, F. (eds.) (1997). *Las aguas subterráneas en la planificación hidrológica en las islas Canarias*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos-Grupo Español: 1-266.

Cabrera, M. C., De Paoli, F., Naranjo, G., Cruz-Fuentes, T., Hernández-Quesada, M. P., Estevez, E., Martín, L. F. y Custodio, E. (2016). La estimación de la recarga natural al acuífero del norte de Gran Canaria: comparación de diferentes metodologías. En: L. Martínez Cortina y P. Martínez Santos, *Las aguas subterráneas y la planificación hidrológica*. Congreso Hispano-Luso AIH-GE, Madrid: 155-161.

Cabrera, M. C., Jiménez, J. y Custodio, E. (2011). *El conocimiento de los recursos hídricos en Canarias cuatro décadas después del proyecto SPA-15*. Grupo Español, Asociación Internacional de Hidrogeólogos. http://mdc.ulpgc.es/cdm4/document.php?CISOROOT=/MDC&CISOPTR=154572&CISOSHOW=154546

Crespo Arribas, N., Custodio, E. y Vázquez-Suñé, E. (2015). Caracterización hidrogeológica y modelización de flujo en el acuífero de Los Rodeos (Tenerife). En: M. C. Cabrera, T. Cruz-Fuentes, V. Mendoza y M. P. Palacios (eds.), *II Workshop Estudio, Aprovechamiento y Gestión del Agua en Terrenos e Islas Volcánicas*. Las Palmas de Gran Canaria, IGME y AIH-GE: 167-174.

Custodio, E. (1978). *Geohidrología de formaciones e islas volcánicas*. Centro de Estudios Hidrográficos e Instituto de Hidrología, Madrid: 1-303.

Custodio, E. (1988). Hydrochemistry of Tenerife Island. *Revista Española Hidrogeología, 3*: 1-19.

Custodio, E. (1992). Efecto de la aridificación de la recarga en las características hidrogeoquímicas de un acuífero en forma de sector circular. *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XVI*: 355-369.

Custodio, E. (1997). *Salinidad de la recarga: problemática, evaluación y efectos diferidos. La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español-Instituto Tecnológico Geominero de España: 181-208.

Custodio, E. (2011c). Comentarios sobre el comercio y mercados del agua subterránea en Canarias. En: M. C. Cabrera, J. Jiménez y E. Custodio (eds.), *El conocimiento de los recursos hídricos en Canarias cuatro décadas después del proyecto SPA-15*. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

Custodio, E., Hoppe, J., Hoyos-Limón, A., Jiménez, J., Plata, A. y Udluft, P. (1987). Aportaciones al conocimiento geohidrológico de Tenerife utilizando isótopos ambientales. *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos. AEHS, XI*: 263-280.

Custodio, E. y Jódar, J. (2016). Simple solutions for steady-state diffuse recharge evaluation in sloping homogeneous unconfined aquifers by means of atmospheric tracers. *Journal of Hydrology, 540*: 287-305.

Fernández Bethencourt, J. (2001). *El papel económico de las aguas subterráneas en Canarias. La economía de las aguas subterráneas en España*. Papeles del Proyecto Aguas Subterráneas. Fundación Marcelino Botín/Editorial Mundi-Prensa, Madrid: 251-267.

Galindo, E. (2012). *Islas Canarias*. IV TIAC, Alicante, II: 183-205.
García-Ramos, A. (1989). *Guad*. Viceconsejería de Cultura y Deportes. Gobierno de Canarias. Biblioteca Básica Canarias, 46: 51-55.
Gavala, J. y Goded, D. (1930). Aprovechamiento de aguas en las islas Canarias. *Boletín del Instituto Geológico y Minero de España, LII (12 serie 3)*: 1-103.
GC (2008). Decreto 232/2008, de 25 de noviembre, por el que se regula la seguridad de las personas en las obras e instalaciones hidráulicas subterráneas de Canarias (BOC n.º 243, de 14 de diciembre de 2009). Gobierno de Canarias.
GC (2009). Orden de 30 de noviembre de 2009, que aprueba la Instrucción Técnica Complementaria de Seguridad en Instalaciones Hidráulicas SIH II.12.01 Señalización exterior de obras e instalaciones hidráulicas subterráneas de Canarias (corrección de errores por ORDEN de 21 de diciembre de 2009). Gobierno de Canarias.
Guerra, J. L. (1999). *El mercado del agua en Canarias. Aguas subterráneas y abastecimiento urbano*. Instituto Tecnológico GeoMinero de España, Madrid: 317-323.
Guimerá Peraza, M. (1960). *Régimen jurídico de las aguas en Canarias*. Instituto de Estudios Canarios-CSIC. Cabildo Insular de Tenerife.
Hernández-Quesada, P., Cabrera, M. C. y Custodio, E. (2011). Características y evolución de los nacientes en las cuencas de los barrancos de Azuaje y Moya, norte de Gran Canaria. En: M. C. Cabrera, J. Jiménez y E. Custodio (eds.), *El conocimiento de los recursos hídricos en Canarias: cuatro décadas después del proyecto SPA-15*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos-Grupo Español, Las Palmas de Gran Canaria: 73-79.
Hernández Ramos, J. (1954). *Las heredades de agua en Gran Canaria*. Imprenta Sáez, Buen Suceso, Madrid: 1-106.
HIRAVOL (2020). *Hidrogeología y recursos de agua subterránea en formaciones e islas volcánicas*. Editado por E. Custodio para UPC-SUEZ-CETAQUA. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona: 2020: 1-1017. http://hdl.handle.net/2117/347150
Hoyos-Limón, A. y Puga, L. O. (2007). *Los costes en alta del agua de Tenerife*. Documentos para el Plan Hidrológico de Tenerife, Santa Cruz de Tenerife: 1-61.
Hoyos-Limón Gil, A. (2022). *Apuntes sobre agua y sociedad en Tenerife*. Consejo Insular de Aguas de Tenerife-Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos-Cámara Insular de Aguas de Tenerife, Santa Cruz de Tenerife: 1-472.
LAC (1990). Ley de Aguas de Canarias, Ley 12/1990, de 26 de julio. *BOE*.
Macau, F. (1957). *Estudio hidrológico de Gran Canaria*. Anuario de Estudios Atlánticos. Patronato de la "Casa de Colón", Las Palmas, 3: 1-46.
Marrero, R. (2010). *Modelo hidrogoquímico del acuífero de Las Cañadas del Teide, Tenerife, islas Canarias*. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona.
MASE (2015). *Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: minería del agua subterránea en España*. E. Custodio (ed.), UPC y SUEZ Advanced Solutions (AQUALOGY)-Cetaqua, Barcelona. *e-books*: 1-487. http://hdl.handle.net/2117/111272
Naranjo, G., Cruz-Fuentes, T., Cabrera, M. C. y Custodio, E. (2015). Estimating natural recharge by means of chloride mass balance in a volcanic aquifer: Northeastern Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *Water, 7*(6): 2555-2574. https://doi.org/10.3390/w7062555
Navarro García, E. (ed.) (2008). *Heredamientos de aguas de Canarias*. Exmo. Ayto. de Arucas-Gobierno de Canarias: 1-174.
Nuez, J. S. y Carnero, F. (2003). El mercado del agua en Canarias, una perspectiva histórica. *Revista de Historia Económica, 21*(2): 373-398.
PHTF (2010). *Plan Hidrológico de Tenerife. Memoria*. Consejo Insular de Aguas de Tenerife, Cabildo Insular de Tenerife.

PHTF (2013). *Plan Hidrológico de Tenerife. Memoria del documento de información*. Consejo Insular de Aguas de Tenerife, Cabildo Insular de Tenerife: 1-95.

PHTF (2018). *Plan Hidrológico de Tenerife. Ciclo de Planificación Hidrológica 2015-2021. Demarcación Hidrográfica ES124 Tenerife*. Consejo Insular de Aguas de Tenerife, Santa Cruz de Tenerife. Memoria; 1-960. Anexo 1.1. Caracterización adicional de las masas de agua subterráneas: 1-120. Anexo i. Fichero de ámbitos para la implantación de infraestructuras hidráulicas y fichero de sistemas territoriales de infraestructuras hidráulicas: 1-640.

Puga, M., Puga, E. y Puga L. (1987). *Distribución de la propiedad de las "acciones" de agua en comunidades de agua de la isla de Tenerife: presentación de datos.* Las Aguas Subterráneas en la Planificación Hidrológica en las Islas Canarias, AIH-GE, Las Palmas de Gran Canaria: 219-224.

Sánchez Jordán, E. (2014). *Evaluación del primer ciclo de planificación: demarcación Hidrográfica de Canarias*. Observatorio de las Políticas de Agua (OPPA), Fundación Nueva Cultura del Agua, Zaragoza: 1-9.

SASMIE (2017). *Salinización de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles*. Editado por E. Custodio, para UPC y Suez Solutions-CETAQUA, Barcelona. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona: 1-852. http://hdl.handle.net/2117/111515

Soler Liceras, C. y Lozano García, O. (1985). El agua en Canarias. *Boletín de Informaciones y Estudios, 44*. Servicio Geológico, Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid: 1-48.

SPA-15 (1975). *Estudio científico de los recursos de agua en las islas Canarias (SPA/69/5 15)*. Ministerio Obras Públicas, Dirección General Obras Hidráulicas, UNESCO, Las Palmas de Gran Canaria, Madrid, 4 vols. + mapas.

12

Acuífero insular de **Gran Canaria**



Nota preliminar: se presentan los rasgos principales de esta área piloto para encuadrar sus características, pero no se hace referencia expresa a todos los conceptos contenidos en los temas que evaluar, ya que sería una tarea muy superior a la pretendida y para la que en muchos casos no hay referencias disponibles o de fácil acceso. Por esta razón, parte de las evaluaciones son de conocimiento experto, sometidas al filtro de los posibles revisores y con riesgo de cierta subjetividad.

12.0.
Antecedentes y consideraciones generales comunes sobre Canarias

Véase el apartado 11.0 del capítulo 11 sobre el acuífero insular de Tenerife, donde se aporta información general y referencias sobre los recursos de aguas subterráneas del archipiélago canario, que se concreta a continuación para Gran Canaria.

12.1.
Antecedentes y características generales de Gran Canaria

Las características generales de Gran Canaria se recogen en la tabla 12.1.

Tabla 12.1. Características generales de Gran Canaria

Datos geográficos	Longitud 15°20'W-15°50'W	Latitud 27°43'N-15°50'N	Coord. Teror 15°32W-28°03'N
	Rango altitudes 0-1949 m	Altitud de Teror 585 m	Superficie 1560 km^2
Acuíferos	Tipos de acuíferos Libres y semiconfinados	Formaciones dominantes Volcánicas básicas e intermedias	N.º de MASb 10
Temperatura media °C	Insular 20,7 (17,7-23,8)	En Teror 18,3	Rango mensual en Teror 11-24

Precipitación media mm/a	En áreas altas-medias 900	En Teror 250	En áreas costeras del sur 100
Términos del balance medio de agua, hm^3/a	Recarga precipitación 70	Infiltración barrancos 5	Retornos riego 25
	Recarga favorecida 0	Recarga total R 100	
	Descarga natural al mar, D 50	Extracciones, B 55	Descarga inevitable, Di 50
	Consumo de reservas V 5	Agua exportada 0	
Aporte de agua, hm^3/a	Importada 0	Desalinización 170	Regenerada 15
Socioeconomía	Población 860.000	Renta per cápita 18.000 euros	Actividad principal Servicios
Instituciones	Autoridad del agua General DGA Local CIAGC	Asociaciones de usuarios Existen	Comunidades de aguas subterráneas Parciales limitadas
Mercados de agua	Generales Existen	De aguas subterráneas Existen	Comercio informal Existe
Calidad del agua subterránea	Salinidad Buena, salina climática	Componentes Sílice, Na	Intrusión marina Periférica
Contaminación del agua subterránea	Causas principales Retornos de riego	Contaminación nitratos, salinidad	

Nota: datos redondeados de la década de 2010 (MASE, 2015; SASMIE, 2017; PHGC, 2019; ETIMGC, 2020). Los datos hacen referencia al estado medio de explotación del acuífero en el momento.

La ubicación de Gran Canaria y las referencias geográficas se muestran en las figuras 12.1 y 6.1 del capítulo 6.

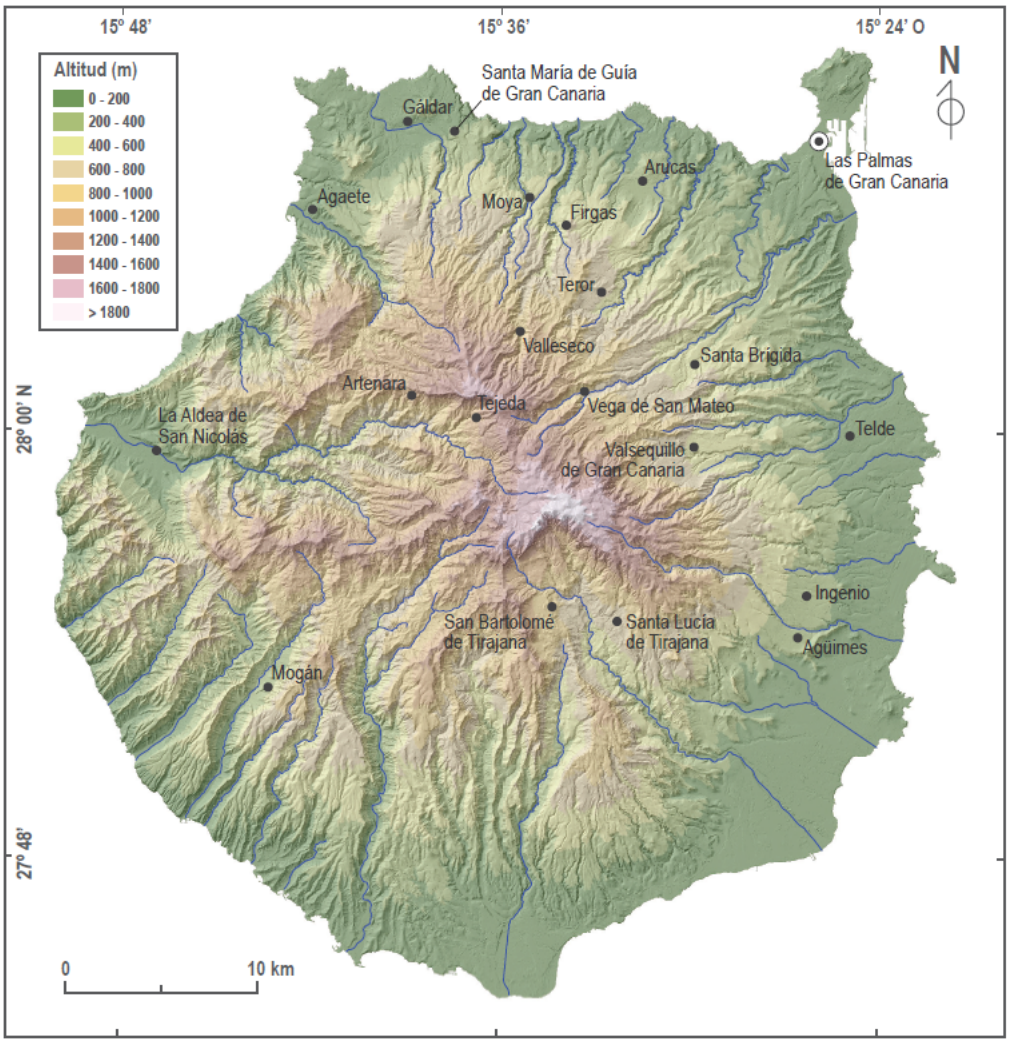


Figura 12.1. Ubicación de Gran Canaria y referencias geográficas

Gran Canaria se formó a partir de un volcán en escudo cuyas efusiones principales se produjeron hace entre 14,5 Ma y 14 Ma, aunque la actividad volcánica ha continuado posteriormente y ha sido cada vez menor y más localizada, hasta hace 2000 años. Se reconoce bien la secuencia de escudo volcánico, evolución química del magma, formación de una gran caldera central, formación de un gran estratovolcán y sucesivas erupciones básicas de entidad cada vez menor.

La isla está notablemente erosionada, con profundos barrancos radiales. Existen importantes depósitos vulcano-sedimentarios a lo largo de la costa, que constituyen planicies costeras con notables asentamientos humanos y actividades asociadas.

Domina la agricultura de regadío, si bien su importancia ha ido disminuyendo al tiempo que han crecido la urbanización, los establecimientos turísticos y las áreas de servicios e industriales.

La precipitación media insular de 300 mm/a tiene un máximo de 950 mm/a y un mínimo de < 100 mm/a. Algunas áreas de cumbres reciben lluvia oculta (horizontal), aunque esta aporta poco a la recarga. La recarga media es de 60 mm/a y varía entre > 150 mm/a y < 10 mm/a. La escorrentía superficial media es de 50 mm/a.

La capacidad de transmisión y el almacenamiento temporal de la recarga en el medio subterráneo son variables. En general, en estado natural la recarga fluía de cumbre a costa, con una notable descarga en la costa y por algunos manantiales (nacientes) permanentes importantes que daban origen a siete cursos de agua con tramos permanentes. Actualmente, la mayoría de las manifestaciones insulares de descarga de agua subterránea han cesado a causa de la intensa explotación que ha provocado el descenso de los niveles freáticos.

La isla dispone de 170 presas de almacenamiento y retención de crecidas con un volumen de 77 hm^3 (casi 32 hm^3 en la gran presa de Soria) y un aprovechamiento del 12%, y de un volumen de 75 hm^3 en balsas, con un aprovechamiento del 15% (PHGC, 1998).

La mayoría de las captaciones de agua existentes están inventariadas por el Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria. Están registrados unos 5500 expedientes de aprovechamiento de aguas subterráneas (ETIMGC, 2020), de los que casi 2700 son obras existentes, con cerca de 2400 que explotan un volumen estimado anual de 55 hm^3. Se trata de pozos, sondeos, galerías, nacientes y obras mixtas. Los datos de la producción son en gran parte estimados. En unos casos han aumentado y en otros han disminuido. Una gran parte de las obras productivas son pozos canarios, con o sin sondeo asociado, y unos 100 sondeos profundos. En general, los pozos que producen menos de 2 L/s ya no tienen equipo de mantenimiento (para mantener la producción con profundización y nuevas catas) por su alto coste. La mayoría de las galerías de agua son antiguas y están actualmente fuera de uso, con solo caudales residuales al no haber sido prolongadas. La explotación de aguas subterráneas ha ido decayendo, fundamentalmente por el descenso de la demanda debido al abandono de parte de la agricultura, que puede estar relacionado con el alto coste de extracción en las áreas costeras, la alta salinidad y la disponibilidad de agua de mar desalinizada y regenerada para regadío. Se explotan caudales importantes de agua salobre para su desalobración, fundamentalmente en los sectores este y sureste de la isla.

La figura 12.2 muestra la ubicación de las captaciones. En 1991-1993 se extraían casi 100 hm^3/a, de los que la mitad se consideraban recursos renovables y la otra mitad reservas. La extracción y captación actual de aguas subterráneas es del orden de 55 hm^3/a, con menor uso de reservas.

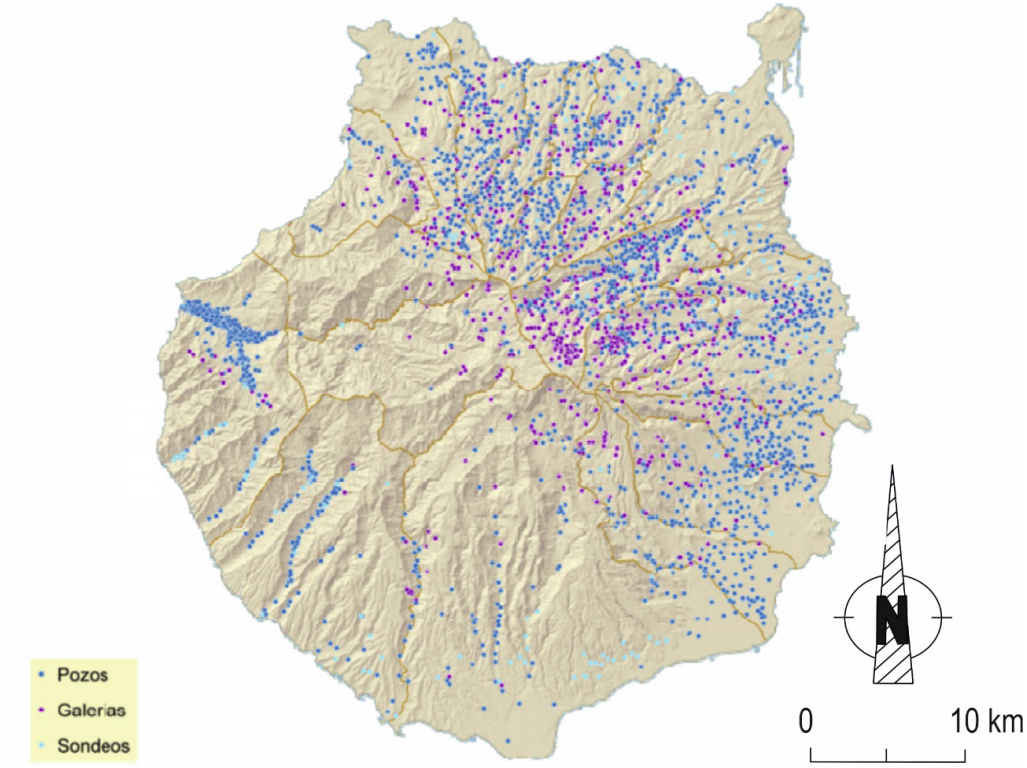


Figura 12.2. Ubicación de los pozos y captaciones de agua subterránea censados (con expediente administrativo) en Gran Canaria (PHGC, 2008)

Una estimación grosera del volumen de agua subterránea extraíble sobre el nivel del mar es de 2 a 5 km^3, pero la parte técnicamente captable, con buena calidad y económicamente explotable es bastante menor. El PHGC (1998) evaluaba las reservas de agua subterránea en 2,7 km^3, de las que se habían consumido más del 50%, con descensos frecuentemente superiores a 50 m, hasta 300 m.

Si cesasen todas las extracciones, se produciría una progresiva recuperación de las reservas. En realidad, la recuperación ya parece observarse localmente tras la disminución de los bombeos, pero con una evolución de décadas de duración superpuesta a la aún más lenta respuesta insular.

El agua captada se distribuye mediante una red de canales y tuberías principales desde los lugares de producción a los de uso, como muestra esquemáticamente la figura 12.3.

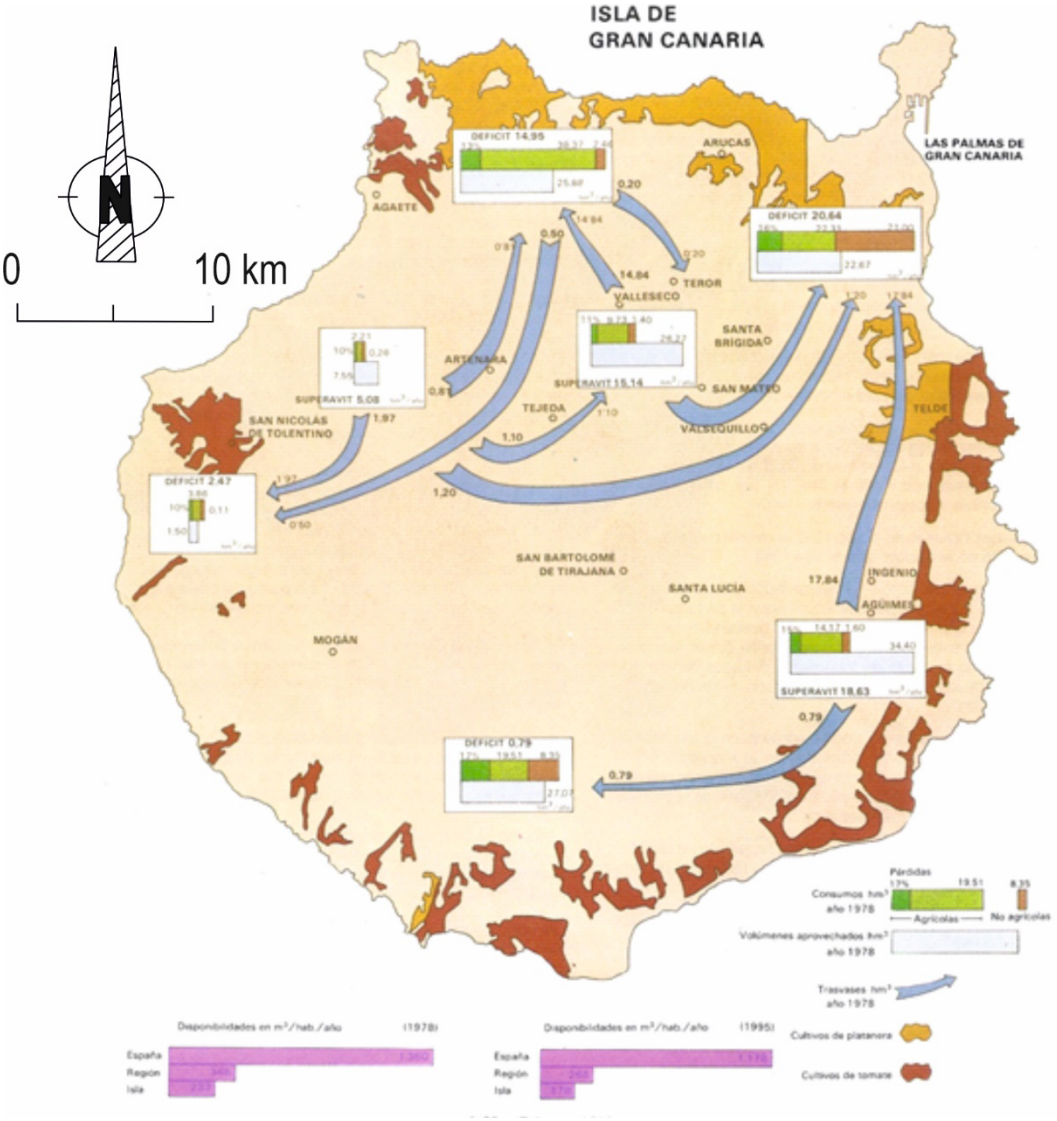


Figura 12.3. Uso del agua en Gran Canaria y principales transportes de agua entre partes de la isla (Soler Liceras y Lozano García, 1985)

La piezometría típica de Gran Canaria sigue la morfología de la isla y culmina a unos 1000 m. Desde la década de los cincuenta, momento en que la explotación de agua subterránea comienza a ser intensiva, se han producido descensos piezométricos generales, muy acusados localmente, en especial en la mitad NE, con valores de hasta 300 m.

Los descensos freáticos pueden reducir notablemente el espesor saturado de las formaciones volcánicas superiores saturadas —que son las de mayor transmisividad hidráulica— y agotan y secan numerosos manantiales (nacientes), en especial en las zonas norte (Hernández Quesada *et al.*, 2011) y este. Afectan asimismo a otras captaciones, muchas de las cuales han requerido varias profundizaciones para tratar de mantener los caudales, aunque con éxito limitado.

Es muy difícil evaluar los impactos ambientales de la extracción de agua subterránea, ya que los lugares más afectados están principalmente localizados en áreas del interior y los efectos se produjeron hace muchas décadas. En general no hay memoria histórica en la población, tanto por el tiempo transcurrido

como por no ser consciente de ello debido a la escasa accesibilidad de muchos lugares y porque lo que fueron aguas permanentes normalmente se infiltraban antes de alcanzar la costa, de modo que no quedaban a la vista de la población allí asentada. Los restos de los abundantes molinos de agua harineros son hoy testimonios de la existencia de esos caudales.

En Gran Canaria, considerada inicialmente como una unidad, al introducir criterios de salinidad, calidad, descensos piezométricos y explotación del agua subterránea se han definido diez MASb (PHGC, 2019; ETIMGC, 2020), de las que ocho son periféricas y las otras comprenden las áreas de medianías y cumbres.

12.2.
Estado de la explotación y uso del agua subterránea

El uso agrícola de agua, que en 1975 era de 130 hm^3/a, hoy se reduce a menos de 55 hm^3/a y tiende a la estabilización. El destino agrícola del agua ha evolucionado desde un 60% para riego de plataneras hasta el 25% actual, con un muy importante aumento porcentual de las hortalizas. Los municipios ahora demandan menos agua subterránea para el abastecimiento ante la oferta de agua marina desalinizada, que actualmente llega a cotas relativamente altas.

Hay problemas de salinización costera en determinadas áreas, en parte debidos a caudales de explotación excesivos, pero no todos los pozos costeros están salinizados. La red de control existente no permite deducir si hay o no aumento de la contaminación marina en los acuíferos costeros, aunque no parece observarse un claro aumento en general, pero puede haberla donde está más desarrollada la extracción de aguas subterráneas salobres para desalobración y donde hay menor control.

La isla dispone de una densa red de observaciones pluviométricas con datos, principalmente desde 1949 y algunos anteriores. Llegó a disponer de 250 pluviómetros, aunque actualmente hay menos de 200, en parte por optimización de la red. La red de observación de las aguas subterráneas consiste en 198 puntos de vigilancia y 60 puntos operativos, con medida anual. Casi no hay puntos de observación propiamente costeros. El control de calidad se efectúa mediante un análisis químico sencillo en 80 puntos, con determinación de los iones mayoritarios. La distribución de los puntos de observación es irregular y se concentra en el N, NE y E, ya que el resto del territorio tiene menor explotación por ser agreste, alto, menos accesible y poco habitado, aunque cuenta con una buena red viaria y de pistas. Estos datos no están accesibles en la página web y su obtención por parte de usuarios e investigadores es lenta y complicada.

La capacidad de desalinización de agua del mar ha ido creciendo rápida y paulatinamente. Actualmente hay unas 30 plantas de iniciativa pública, cuya capacidad conjunta es de 300 hm^3/año, con una producción media actual de cerca de 200 hm^3/año. Hay dos desalinizadoras de agua del mar privadas operadas por comunidades de regantes.

En el área costera o a moderada distancia de la costa existen numerosas plantas destinadas a reducir la salinidad de aguas salobres subterráneas (desalobración). La mayoría tienen producciones de pocos L/s y son de uso agrícola, quizás más de 200, o en relación con áreas turísticas. La capacidad censada de desalobración de agua salobre subterránea es de unos 30 hm^3/año y la producción de unos 6 hm^3/año. Las plantas clandestinas posiblemente sean menos del 20%. El rechazo de las plantas desalobradoras es del orden del 40% del caudal extraído, con lo que la producción de los pozos que las alimentan es casi el doble. Solo una parte de las salmueras de retorno está bajo control para evitar que se infiltren y produzcan una mayor salinización de los acuíferos y, consecuentemente, de las propias aguas captadas y de los pozos vecinos.

La capacidad insular de tratamiento de las aguas residuales urbanas es actualmente de unos 40 hm^3/a, de los que se reutilizan unos 15 hm^3/a que se destinan en proporciones parecidas a riego agrícola, riego de campos de golf y riego de jardines, baldeos urbanos y otros usos. Parte de esa agua regenerada es sometida a un proceso de disminución de la salinidad, ya que el agua tratada suele tener una salinidad relativamente elevada y su uso directo no es posible en agricultura si no se dispone de agua dulce para diluirla.

En la isla se pueden distinguir distintas áreas en función de sus características hidrogeológicas y de captación y uso del agua subterránea, lo que condiciona la definición de las MASb, junto con consideraciones administrativas.

Una situación especial es la del área de La Aldea, situada al oeste de Gran Canaria, que a efectos prácticos está hidrogeológicamente separada del acuífero insular. Es un acuífero costero intensamente explotado en una región semiárida a árida con agricultura intensiva de regadío. El agua subterránea es salina por efecto climático y proximidad al mar, así como por los retornos de riego. Es un caso de interés de gestión forzada por las circunstancias de un acuífero costero aislado. La escasez de agua local debida al clima hace necesario el uso de aguas importadas desde presas en la parte media del barranco de La Aldea-Tejeda, aguas arriba, que entran canalizadas por un estrecho cañón que corta la formación muy poco permeable que separa el área del resto de la isla. Esta situación requiere su propia gobernanza de los recursos de agua integrados. En condiciones climáticas medias, las presas suministran el 70% de las necesidades de riego y el agua subterránea el 30% restante. Sin embargo, durante los periodos de sequía las aguas subterráneas pueden aportar hasta el 70% del suministro para riego, consumiendo reservas temporales. El agua subterránea es salobre, por lo que para disminuir la salinidad se mezcla con agua importada, si está disponible, o se somete a un proceso de disminución de la salinidad. Además, en los periodos de sequía largos, para complementar el riego se pone en funcionamiento una planta desalinizadora de agua de mar. El suministro urbano de agua proviene principalmente de una planta desalinizadora de agua de mar. El esquema de gestión se muestra en la figura 12.4, que es la base de un modelo de flujo y otro de transporte de masa (Cruz-Fuentes *et al.*, 2014a, 2014b). El acuífero es una pieza clave del sistema de gestión para regular las fluctuaciones de disponibilidad de agua y garantizar su disponibilidad para el riego en épocas de sequía, y requiere gobernabilidad a su escala territorial local, distinta de la insular, pero relacionada.

Según el PHGC (2019) el VAB (valor añadido bruto) insular es de unos 15.000 euros. El 85% corresponde al sector servicios y solo el 1,1% al sector primario (principalmente agrícola y ganadero). Este último proporciona empleo directo al 2,5% de la población activa. No hay estimación del empleo indirecto, que pudiera llegar al 10%.

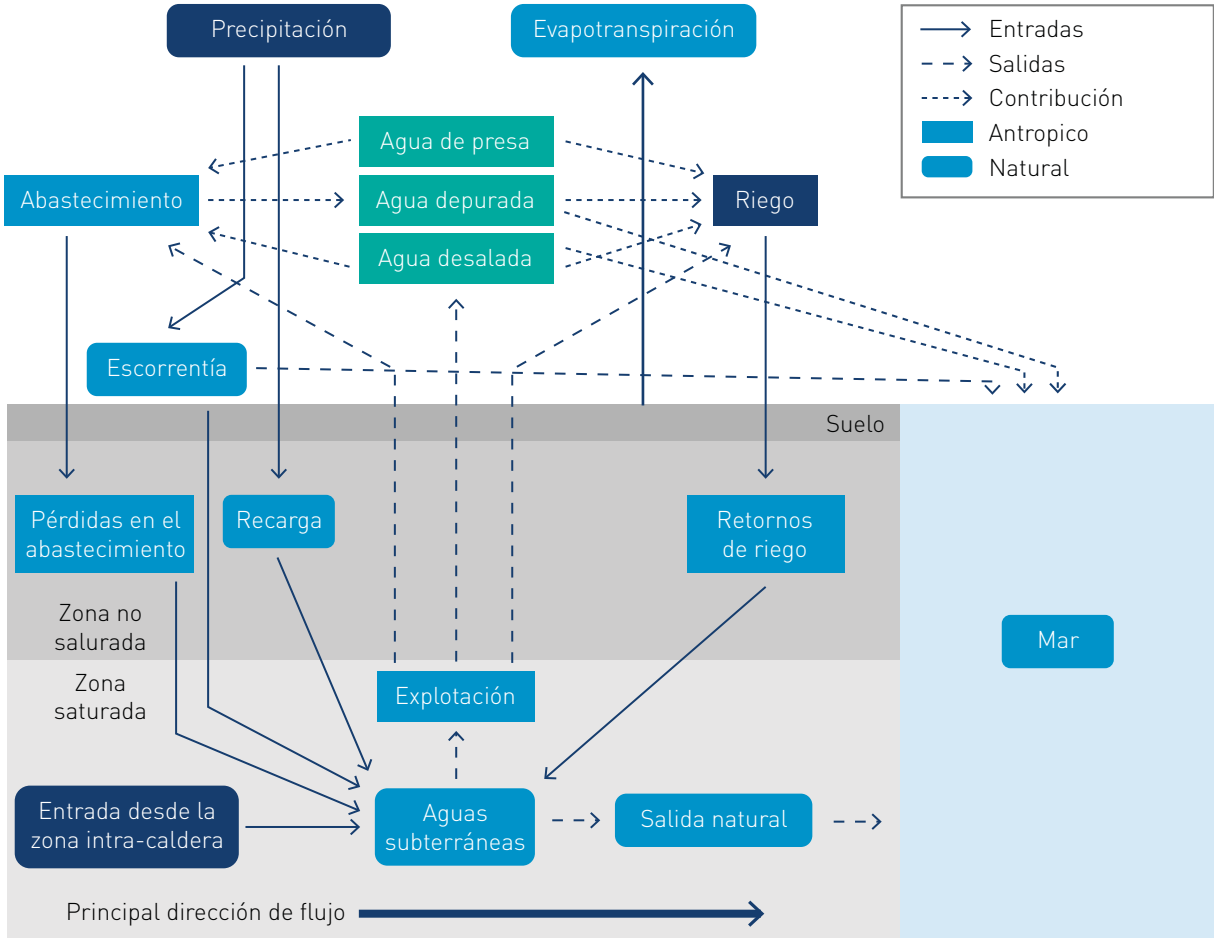


Figura 12.4. Esquema del sistema hidrológico del valle de La Aldea (Cruz-Fuentes, 2014a)

12.3.
Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea

Tras los repartos de aguas que siguieron a la incorporación de las islas Canarias a la Corona de Castilla se formaron heredades de aguas que inicialmente reunían a los herederos de los derechos otorgados y más tarde también a quienes los habían adquirido por transmisión. Esta figura jurídica, similar a una asociación para la explotación de un recurso de agua, ha tenido especial desarrollo en Gran Canaria debido a la importancia de los manantiales (nacientes) existentes entonces. Son el antecedente de las comunidades de agua, creadas principalmente para el desarrollo de aguas captadas del acuífero mediante pozos y galerías, aunque las heredades también acabaron por dotarse de captaciones para mantener los caudales de sus miembros. En tiempos pasados, las heredades disfrutaron de una situación económica muy saneada que les permitió abordar notables obras de canalización y almacenamiento de agua, y algunas de ellas tuvieron un notable peso social. Hoy esta situación ha decaído notablemente y de hecho atraen mucho menos a la sociedad civil.

Las heredades de agua son entidades sin ánimo de lucro. Las cargas establecidas sobre el agua que proveen a sus miembros (accionistas) se usan para cubrir los costes de personal de gestión y operación, energía, mantenimiento, obras y otros gastos estatutariamente regulados y aprobados por su junta. Son gobernadas por una junta general de hacendados, mediante voto por mayoría de los presentes con

derecho a votar por tener derechos reconocidos ante notario. Cada heredad tiene sus propios estatutos (Hernández Ramos, 1954; Navarro García, 2008).

Los herederos que no poseen terrenos pueden vender el agua a terceras personas directamente o a través de administradores de aguas, que son empresas dedicadas a especular con esas aguas. Aunque esto va en contra de los beneficios del resto de herederos que son propietarios de terrenos y no tienen agua suficiente para regar, la heredad no puede intervenir a no ser que se constituya como comunidad de regantes, con lo que cambia su naturaleza. La gran mayoría de heredades de Gran Canaria han optado por esta transformación.

Inicialmente, las heredades tomaban aguas de nacientes (manantiales) y luego de presas dispuestas para la retención de escorrentías y regulación de caudales, con gastos moderados, y posteriormente con unos importantes y crecientes costes de la energía necesaria para la extracción mediante pozos. Al principio, las heredades evitaron la construcción de pozos, pero el agotamiento progresivo y rápido de los caudales de los nacientes a causa de la importante construcción y explotación de pozos por particulares obligó a construirlos y operarlos para mantener caudales disponibles, además de adquisiciones ocasionales de agua en el mercado. Hubo numerosos litigios debido a la obtención de agua, pero la resolución era lenta e insegura, por lo que, al margen de la vía judicial, se adoptaron las medidas técnicas que se consideraron apropiadas para mantener los caudales.

La superficie cultivada a la que se destina mayoritariamente el agua de las heredades, principalmente plataneras, ha disminuido, así como la demanda de agua, al existir ahora una oferta de agua marina desalinizada y de reutilización de promoción pública.

Para la construcción de pozos, mayoritariamente pozos canarios y actualmente sondeos, y para cubrir las inversiones asociadas, se han constituido comunidades de agua que tienen por objeto la extracción y comercialización, en su caso, de aguas subterráneas. Las comunidades de agua, muy numerosas, son las titulares de los derechos reconocidos legalmente en el momento de la declaración. Hay agrupaciones importantes que reúnen a muchos productores de aguas para acciones comunes y evitar pleitos por interferencias mediante acuerdos previos, como la Comunidad de Regantes del Norte, en Gáldar, que ha recibido notables subvenciones.

La relación actual de heredades y comunidades de agua puede encontrarse en ETIMGC (2020).

En Gran Canaria existe la Asociación Canaria de Empresarios del Agua, muy activa en tiempos anteriores y con una aportación importante al censo de captaciones y a la gobernabilidad. La distribución del agua se hace por grupos especializados para abaratar el coste. Actualmente tiene escasa actividad y acción, con unos pocos asociados reales al cesar la operación de muchos pozos, en buena parte por el alto coste de la energía. La asociación mantiene su representación en la Junta General del Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria y cuenta con un representante en la Junta de Gobierno. Se han constituido sociedades y comunidades privadas para gestionar las aguas, atender a la demanda agrícola y desalinizar, aunque también pueden dar servicio al abastecimiento urbano.

La autoridad del agua, cuya misión es aplicar la normativa, promover la seguridad hídrica y, además, actuar como organismo regulador, es el Consejo Insular de Aguas (CIAGC), adscrito a efectos administrativos al Cabildo Insular de Gran Canaria y coordinado con la Dirección General de Ordenación del Territorio y Aguas del Gobierno de Canarias. El CIAGC tiene también el cometido de preparar los planes hidrológicos de acuerdo con la normativa aplicable.

El Consejo Insular de Aguas tiene capacidad para adquirir agua de terceros, poseer y operar plantas de producción de agua industrial y poner esa agua en el mercado. Aplica precios públicos, con lo que influye en el funcionamiento de los mercados de agua y tiende a controlarlos.

Las normas del CIAGC establecen que las aguas subterráneas obtenidas de pozos ubicados a cota inferior a 300 m no se destinen a abastecimiento ni se sometan a desalobración, salvo autorización expresa, para evitar que la explotación intensiva aumente la salinización de las otras captaciones del área costera. También establecen que las aguas de las presas se destinen a agricultura y que el riego de campos de golf debe realizarse con aguas regeneradas, aunque estas condiciones no siempre son respetadas, incluso por la propia autoridad del agua. La mitad de los pozos operativos están en la franja costera de menos de 300 m de altitud, donde abundan los sondeos. Para limitar los problemas de salinización en la parte costera de los acuíferos, los decretos de los planes hidrológicos contienen disposiciones como la clausura de pozos salinizados y la no autorización de nuevas captaciones, aunque subsiste la extracción de agua salobre para alimentar plantas desalobradoras.

Parte de los pozos construidos después de la entrada en vigor de la Ley de Aguas de Canarias de 1990 están inscritos para alimentar plantas desalobradoras. Algunos de los pozos fuera de uso se están rehabilitando y protegiendo para poder usarlos en situaciones de emergencia.

12.4.
Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos

Las consideraciones sobre la cantidad de recursos de agua subterránea son las que se derivan de los planes hidrológicos. Así, el plan hidrológico de 1998 tiene un notable contenido técnico y de elaboración de datos y mantiene la línea tradicional de tratar de resolver los problemas del agua en cuanto a cantidad mediante una mayor oferta. Los problemas de calidad tienen menor consideración, incluidos los de salinización por contaminación marina, y no tiene en cuenta los problemas naturales derivados de la aridez climática en las áreas costeras del sur. Por otra parte, presta poca atención a los efectos ambientales y sociales. No obstante, es un documento muy útil para enfocar la gobernanza de las aguas subterráneas.

Los siguientes planes hidrológicos para el periodo 2009-2015 (disponible con gran retraso), 2015-2021 (el actualmente vigente) y 2021-2017 (borrador en trámite de aprobación tras el resultado de la discusión pública) tratan de seguir lo establecido en la Directiva Marco del Agua europea y la normativa española al respecto subsidiariamente, pero aportan pocas novedades hidrológicas, de gestión y orientadas a la gobernanza del agua y del agua subterránea, si bien con un análisis económico y socioeconómico desarrollado.

Por un lado, la participación de los usuarios e interesados está constreñida al ámbito estatutario del Consejo Insular de Aguas, que es oficialista y aparentemente poco eficaz. Por otro lado, continúan los condicionantes ligados a la escasez y la oferta de agua, con pocas medidas eficaces para la disminución de la demanda.

Los planes hidrológicos no consideran de forma suficiente otras planificaciones, como las de la energía, agricultura, turismo, urbanismo y empleo, ni identifican fuentes de financiación aparte de las del propio Cabildo Insular y el Gobierno del Estado, a modo de interés general y subvenciones públicas. No se aprecian esfuerzos especialmente dirigidos a la revitalización de las instituciones públicas y privadas y a la creación de comunidades de usuarios con participación en la gestión.

En la década de los ochenta se elaboró un modelo matemático de simulación del flujo del agua subterránea de la isla, moderadamente representativo del funcionamiento real del acuífero, pero no se ha actualizado. No se explicita la utilización de modelos actuales que ayuden a la toma de decisiones. Hay tratamiento con modelos de partes de la isla utilizados para los trabajos correspondientes por sus autores, pero no incorporados a estudios y a la gestión posterior de las aguas subterráneas, como el modelo no publicado del SE (Telde-Vecindario) del IGME y los modelos de flujo y de transporte de masa de La Aldea (Cruz-Fuentes *et al.*, 2014a, 2014b).

La calidad del agua subterránea natural es buena en general, aunque en las partes del SE y S la salinidad de las áreas bajas puede ser naturalmente alta debido a la aridez climática (Custodio, 1992, 1997). No hay problemas graves de componentes nocivos naturales, salvo localmente por la agresividad a la roca debida a la incorporación de CO_2 volcánico profundo en diversos lugares a lo largo de la franja Agaete-Vecindario, que puede acompañar a aguas bicarbonatadas sódicas con presencia ocasional de iones ferroso y manganoso que se explotan como aguas minerales de mesa.

La contaminación por intrusión marina a causa de las extracciones no es un problema general, pero es grave en varias áreas costeras, como las del este, entre Telde y Vecindario (Cabrera y Custodio, 2005, 2012; Galindo, 2007).

Los problemas de pérdida de calidad por contaminación antrópica son debidos principalmente a los retornos de riego, fosas sépticas y vertidos de granjas (hay casi 1,5 millones de cabezas, principalmente aves), sobre todo por debajo de la cota de 300 m. La pérdida de calidad se manifiesta especialmente en elevada salinidad y, en particular, alto contenido en nitrato y algunos contaminantes emergentes como cafeína y nicotina (Estévez *et al.*, 2016). Las dosis de fertilización son muy variables, pero es común aplicar más de 200 kg/ha/año de N en regadío y más de 100 kg/ha/año en secano. En el PHGC (2019) se calcula el efecto de la fertilización sobre las aguas subterráneas, que se evalúa territorialmente en 0,1 a 44 kg/ha/año, normalmente → 15 kg/ha/año. En general hay una tendencia bien definida al aumento del contenido en nitrato del agua subterránea, con cierta tendencia a la estabilización. Los valores en los acuíferos periféricos son de 70 a 100 mg/L, excepto en La Aldea (lado oeste), donde el valor medio representativo es del orden de 300 mg/L.

Según el PHGC (2019), las distintas MASb están en buen estado cuantitativo y nulo o bajo riesgo de deterioro, menos en el SW, y mal estado químico y alto riesgo de deterioro, excepto en el centro. El estado total es malo en toda la periferia, excepto en medianías y cumbre, donde el estado es bueno.

El PHGC (2019) indica una recuperación de costes en el uso del agua subterránea del 92% en agricultura y del 98% en otros sectores. Se trata de costes directos pagados por tarifas o por el propio explotador, pero no se consideran costes ambientales, aunque son posiblemente pequeños si se tiene en cuenta que el perjuicio mayor ya se produjo hace décadas y se supone que ya está pagado. Hay subvención a la desalinización, aunque no se estudia su repercusión.

12.5.
Agua subterránea en la gestión integrada de los recursos de agua y la seguridad hídrica

No hay un planteamiento expreso de gestión integrada de los recursos de agua, a pesar de que en la práctica se realiza al gestionar las distintas fuentes de agua en cantidad, aunque no tanto en calidad ni en efectos ambientales. Se dispone de agua subterránea de cumbres y medianías (de buena calidad, cara y disponible) y de la franja costera con variable salinidad (disponible y en parte desalobrable), de

agua superficial de presas (de muy buena calidad, pero irregular), de desalinización del agua del mar (disponible y cara) y de reutilización para agricultura y servicios municipales (disponible y con posibles problemas de salinidad). La gestión no responde a un modelo bien establecido, pero se aproxima, con condicionantes de derechos preestablecidos o asumidos y presiones para obtener el agua al menor precio posible, aunque el uso no sea el más apropiado según la calidad. Parte de la gestión se regula públicamente con la oferta de agua pública a precios (tarifas) que tratan de influir en la demanda y distribución. La existencia de una razonable red de canales y tuberías, con una parte pública, en especial en las áreas de mayor actividad económica, facilita la toma de decisiones por parte de la Junta del Consejo Insular de Aguas.

El parque de generación de energía eólica es importante y trata de conjugar producción eléctrica con la de agua, principalmente desalinizada, si bien estas actuaciones están en fase experimental y se dispone de poca información cuantitativa y económica al respecto.

12.6.
Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real

A pesar de los esfuerzos realizados, la Administración del agua aún dista de conseguir valoraciones sociales altas. Así, por ejemplo, algunos grandes usuarios ven a la Administración del agua de Gran Canaria como deficiente, falta de objetivos, insegura, poco tecnificada, desmotivada, con excesivas presiones políticas y con permisividad en la aplicación de las normas que ella misma ha establecido.

En los últimos años, la Administración pública del agua no ha obtenido, elaborado o producido nuevos datos, o en su caso pocos datos, que actualicen y mejoren los conocimientos derivados del SPA-15 (1975) y las actuaciones posteriores derivadas. Actualmente no hay seguimiento efectivo de las extracciones por parte del CIAGC más allá de controles puntuales, como la comprobación de la presentación de datos de lectura de contadores, principalmente en pozos inscritos en el Registro Insular de Aguas. Al menos una parte importante de los propietarios de pozos inscritos en el registro comunican al CIAGC los datos periódicos (anuales) de extracción y calidad, pero el CIACG no controla la calidad de esos datos ni esa información se introduce sistemáticamente en una base de datos actualizada y accesible, tanto para los diferentes servicios del CIAGC como para el público interesado y general. En el momento actual no se realizan ensayos de bombeo ni visitas de campo a los pozos si no es por orden judicial o denuncia medioambiental. No parece que hoy haya mayor clandestinidad en la captación de agua subterránea, pero no se debe al control, sino a la menor presión en la extracción y explotación de agua subterránea y a la crisis económica.

En algunos casos el CIAGC ha realizado caducidades de autorizaciones o concesiones de pozos en estado de abandono o ilegales y ha tramitado concesiones alterando los usos establecidos del suelo, sin respetar los criterios dados por la legislación de aguas y por la de patrimonio. No se han clausurado plantas de desalobración. Estas situaciones no se comentan en la planificación hidrológica.

De acuerdo con lo expresado en el capítulo 6, en la tabla 12.2 se determinan el índice de estrés hídrico y la modulación que se deriva, y en la tabla 12.3 se evalúan la gestión y la gobernanza del agua subterránea.

Tabla 12.2. Determinación de un índice de estrés hídrico y correcciones que se derivan

Índices normalizados	Rango	Comentarios
Índice de explotación i = B/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	3,4	B/R = 55/100 = 0,6
Índice de explotación ampliado i = (B + Di)/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5	(B + Di)/R = (55 + 50)/100 = 1,1
Índice de estrés hídrico i = (B + Di)/(R - V), de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5	(B + Di)/(R-V) = (55 + 50)/(100 - 5) = 1,1
Términos de modulación		
Afectación a cantidad del agua de descarga utilizable	4	Dificulta uso pozos costeros
Afectación a calidad del agua de descarga utilizable	3	Favorece salinización pozos costeros
Efectos ecológicos	3	Afectación no conocida al agua marina litoral
Afectación a garantía del abastecimiento no agrícola	2	Efecto moderado; hay fuentes alternativas
Afectación a garantía del abastecimiento agrícola	5	Explotación generalmente no sostenible
Efectos geotécnicos negativos	1	No hay, salvo situaciones muy locales
Promedio de los términos, p	3,0	
Factor de corrección f = (9 - p)/4	1,5	
Índice de estrés hídrico corregido IEhc = f·(B + Di)/(R - V)	5,0	

Nota: valores entre 1 = nulo o no significativo y 5 = mucho. B = extracción; R = recarga; V = reserva anual usada. Valores 1 a > 5; si > 5 se anota como 5.

Tabla 12.3. Evaluación de la gestión y la gobernanza del agua subterránea

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1	**Criterios de conocimiento hidrogeológico básico**	**2,8 → 2,5**	
1.1	**Conocimiento de la cantidad de agua del sistema acuífero**	**3,0 → 2,0**	
1.1.1	Existencia de cartografía hidrogeológica y su soporte geológico	4	Aceptable, aunque mejorable
1.1.2	Suficiente delimitación de las unidades hidrogeológicas y sistemas acuíferos	4	Aceptable, aunque mejorable
1.1.3	Existencia de suficientes observaciones piezométricas espaciales y temporales	4	Buena red, pero heterogénea. Difícil en la práctica. Mejora costosa
1.1.4	Elaboración periódica de la información hidrogeológica y del balance de agua	2	Escasa y poca accesibilidad general

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1.1.5	Existencia de modelos de flujo utilizables	1	Insular antiguo no calibrado. Locales de La Aldea y SE, no en uso
1.2	**Conocimiento de la calidad del agua del sistema acuífero**	**1,5 → 1,0**	
1.2.1	Existencia de cartografía de la calidad del agua y del riesgo de contaminación	2	Antigua y sin detalle actual. Buena estimación de nitratos
1.2.2	Existencia de suficientes y adecuadas observaciones de la calidad	2	No accesible fácilmente
1.2.3	Información sobre el estado hidrológico del suelo y del medio no saturado	1	Escasa atención hidrogeológica
1.2.4	Existencia de modelos de calidad y transporte de masa utilizables	1	Solo local de La Aldea
1.3	**Conocimiento del estado de los recursos de agua subterránea**	**3,0 → 2,5**	
1.3.1	Buen conocimiento de las captaciones y perforaciones existentes	5	Buen registro y catálogo
1.3.2	Buen conocimiento y determinación de las extracciones y drenajes	2	Indirecto, acceso difícil
1.3.3	Buen conocimiento del uso del agua subterránea	3	Falta el detalle; influye el comercio del agua
1.3.4	Conocimiento del coste de extracción del agua subterránea	3	Es conocido por los usuarios; no se publicita
1.3.5	Observación y conocimiento de los resultados de la explotación	2	A grandes rasgos, poco actualizado; mayores efectos hace décadas
2	**Criterios administrativos, legales y económico-sociales**	**2,6 → 2,1**	
2.1	**Aspectos administrativos**	**2,3 → 1,3**	
2.1.1	Buen sistema de inventario y registro de autorizaciones y permisos de extracción	5	Buen registro y catálogo
2.1.2	Buen control y vigilancia de extracciones legales, ilegales y no autorizadas	3	Menor atención recientemente
2.1.3	Buena vigilancia de acciones potencialmente contaminantes	1	No parece estar disponible
2.1.4	Posibilidad de suficiente policía territorial	3	Existe guarda, pero falta cooperación local organizada
2.1.5	Administración del agua subterránea que sea experta y esté suficientemente dotada	2	Faltan técnicos especializados y bien formados
2.1.6	Posibilidad de tasar las extracciones de agua subterránea de cualquier tipo	1	No se plantea, salvo tasas del Consejo Insular de Aguas
2.1.7	Posibilidad de tasar las acciones contaminantes de cualquier tipo	1	No se plantea
2.2	**Aspectos legales**	**2,3 → 2,3**	

Clave	Tema	Valor	Comentarios
2.2.1	Suficiente consideración de las aguas subterráneas en la normativa legal	4	Mejorable
2.2.2	Sistema eficiente de resolución de conflictos por vía normativa	2	Tiende a estar colapsado o es lento
2.2.3	Existencia y aplicación eficaz de sanciones por incumplimiento o acciones ilegales	2	Aplicación lenta, con prescripciones
2.2.4	Reparaciones por abusos en la cantidad y calidad, actuales o en el pasado	1	No se plantea
2.3	**Aspectos económico-sociales**	**2,7 → 2,7**	
2.3.1	Recuperación de costes derivados de la explotación del agua subterránea	5	Lo hace cada explotador privado o público, para cubrir costes directos
2.3.2	Adecuado uso de los ingresos por tasas en beneficio de los usuarios y del acuífero	3	Poca claridad en la aplicación por la autoridad del agua
2.3.3	Existencia de acuerdos sociales entre usuarios y con la población	3	Domina la actitud pública, que tiende a imponer
2.3.4	Suficiente financiación de la observación, estudios y elaboración de datos	3	Financiación con fondos generales, no específicos ni de usuarios
2.3.5	Economía que no requiere subsidios directos e indirectos para el uso	3	No hay, pero se ocultan bajo precios públicos y subvención a la desalinización
2.3.6	Disposición de los usuarios y la población al pago a cambio de mejoras o sostenibilidad	1	No conocido, posiblemente moderado, pero resistencia de los agricultores
3	**Criterios de gestión y buena gobernanza**	**2,3 → 1,9**	
3.1	**Aspectos en relación con la gestión del agua subterránea**	**2,8 → 1,8**	
3.1.1	Existencia de un organismo público con la responsabilidad última de la gestión	5	Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria (CIAGC)
3.1.2	Disponibilidad de recursos para la gestión y observación	3	Dotaciones de mantenimiento del CIAGC
3.1.3	Existencia de comunidades de usuarios que participan en la gestión	1	No existen como tales; participan en el CIAGC
3.1.4	Participación efectiva de los usuarios en la gestión, observación y control	2	Cumplen lo establecido en las autorizaciones y cada vez con más fallos
3.1.5	Consideración de las aguas subterráneas en la seguridad hídrica	3	Indirectamente en los planes hidrológicos, como incipiente integración de recursos
3.1.6	Consideración y práctica de la gestión integrada de recursos de agua	2	Existe; sin apoyo a la toma de decisiones
3.1.7	Planes apropiados sostenibles para mitigar sequías con agua subterránea	2	No explicitado en la planificación hidrológica
3.1.8	Planificación hidrológica de la gestión infraestructural, efectos y financiación	4	En los PH. Financiación insuficiente
3.1.9	Planificación hidrológica de la gestión no infraestructural, efectos e implantación	2	A través de oferta de agua pública, sin planificación

Clave	Tema	Valor	Comentarios
3.1.10	Planificación sin sobreconcesión de derechos de uso del agua subterránea	4	No se otorgan nuevos derechos, salvo excepciones; situación heredada sin resolver
3.1.11	Gestión en el marco de restricciones acordadas con los usuarios	3	Dentro del CIAGC y más impuesto que negociado
3.2	**Aspectos de la gobernanza del agua subterránea**	**1,8 → 1,3**	
3.2.1	Participación de las instituciones de la sociedad civil	1	Poco desarrollado y con recelos
3.2.2	Capacidad del organismo de gestión para coordinar con otras planificaciones	1	Depende de la DGA y de la política del Cabildo Insular de GC y del Gobierno de Canarias
3.2.3	Planificación específica e integrada, compatible con la buena gobernanza	3	Insuficiente consideración de la gobernanza
3.2.4	Coordinación eficaz con el sector agrícola	3	En el seno del CIAGC
3.2.5	Fácil acceso y transparencia en la información	2	Difícil acceso público e incluso por la propia Administración
3.2.6	Elaboración de información para que sea accesible y comprensible para los no expertos	1	No disponible más allá de publicaciones de divulgación
3.2.7	Existencia de un órgano independiente que evalúe los aspectos ético-morales	1	No existe
3.2.8	Consideración de la equidad territorial y temporal del acceso a los recursos de agua	2	Se considera en el CIAGC, con presiones políticas y oportunistas
3.2.9	Existencia de una institución para lograr y conservar la buena gobernanza	2	No parece ser una prioridad del CIAGC
3.2.10	Minimización de las interferencias políticas y de sindicatos	2	Pueden ser relativamente importantes
	Índice de gobernanza	**2,7 → 1,8**	

Nota: los resultados se reúnen en la tabla 12.4.

Tabla 12.4. Resultados de las evaluaciones del estrés hídrico de la gestión y de la gobernanza del agua subterránea

Concepto	Evaluación	Comentarios
Índice de estrés hídrico corregido (IEhc)	5,0	Alto estrés hídrico de los acuíferos
Índice de gestión	2,8 → 1,8	Medio
Índice de gobernanza (Ig)	2,7 → 1,8	Media a escasa
Factor de corrección f = (9 - IEhc)/4	1,0	
Gobernanza corregida = f · Ig	2,7 → 2,1	Media

Nota: valores entre 1 (nulo) y 5 (máximo).

12.7.
Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo

Dado que el conocimiento del funcionamiento del acuífero insular en conjunto y por zonas es fundamental para una mejora de la gobernanza de los recursos subterráneos, un primer objetivo debe ser mejorar significativamente la obtención de datos, el análisis de los mismos y la realización de estudios que permitan un mejor conocimiento del sistema. Ello debería llevar aparejada la ampliación y potenciación de los recursos humanos especializados, bien en el propio Consejo Insular de Aguas o mediante convenios con la Dirección General del Agua del Gobierno de Canarias o con centros de investigación y universidades.

Es fundamental, asimismo, incrementar la participación efectiva de los usuarios e interesados en la gestión de los recursos de agua subterránea, con suficiente consideración a la integración de los recursos de agua y la toma de responsabilidades en la observación hidrogeológica, las mediciones y su financiación. También puede ser conveniente la creación de una o varias comunidades adecuadas de usuarios de aguas subterráneas (CUAS) dotadas de estatutos que garanticen su funcionamiento y su actuación respecto a la autoridad del agua, lo más democráticas posible y que eviten el secuestro por grupos poderosos o de naturaleza política. Estas CUAS deberían disponer de una oficina técnica en buena relación con los servicios técnicos del CIAGC y con responsabilidad en la elaboración y difusión de información.

El CIAGC debería disponer de un modelo de ayuda a la decisión y de un modelo de flujo del agua subterránea actualizado y con mejoras progresivas, operativo y accesible o compartido con las CUAS, más un modelo que permita analizar los procesos de salinización, de evolución del contenido en nitratos y de calidad, tanto en general como en los canales de distribución. Los resultados de la modelación deberían ser tenidos en cuenta en la planificación territorial y de la agricultura. El CIAGC debería disponer de un órgano consultivo separado, dotado y con estatutos para garantizar la participación de la sociedad civil y, en su caso, la realización de estudios especializados.

Tal como ya se apuntaba en el SPA-15 (1975) y se elaboró posteriormente en el estudio socioeconómico, en una situación de gran estrés hídrico, consumo de reservas de agua subterránea y fuentes alternativas de agua caras, el elevado consumo de agua por la agricultura requiere un profundo replanteamiento y la búsqueda de una producción agropecuaria más limitada, de mayor contenido económico y con mayor empleo derivado, orientada a la exportación de elaborados especiales, pero considerando la garantía alimentaria normal y en situaciones de conflicto externo.

En las condiciones actuales de Gran Canaria, parece interesante un plan para favorecer la recarga de diferentes áreas del acuífero con aguas de escorrentía de lluvia en terrenos poco permeables o acondicionados o en edificios y zonas asfaltadas, con lo que además se puede contribuir a mitigar inundaciones. El coste puede ser elevado, pero menor que el del agua subterránea en diversos lugares. Esto requiere participación de los habitantes y asegurar un modo equitativo de financiación.

El consumo energético actual para la extracción del agua subterránea de los pozos profundos es elevado, quizás del 1% al 2% del consumo insular. Puede tener interés mantener los niveles altos en los pozos, siempre que no suponga pérdida de agua, para reducir las elevaciones, pero esto requiere un periodo de cese de las extracciones y su sustitución por agua de otras fuentes o de las actividades económicas, cuyo beneficio social y económico no se ha considerado ni evaluado.

12.8. Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza

La situación general de las aguas subterráneas en la isla de Gran Canaria es aceptablemente bien conocida y se dispone de una Administración del agua potencialmente capaz de realizar los estudios y observaciones necesarios para mantener y mejorar el conocimiento, la gestión, la planificación y la gobernanza del agua subterránea, aunque faltan dotaciones humanas y presupuestarias y estas han decaído en las dos últimas décadas.

Se está en una situación de estrés de las aguas subterráneas si se tiene en cuenta la imposibilidad de recuperar gran parte de la descarga al mar y el progresivo deterioro de la calidad en áreas periféricas, precisamente las de mayor actividad humana y económica. La situación es de integración de los recursos de agua, a pesar de que falta un mejor apoyo basado en el análisis de datos para la toma de decisiones, en un contexto de equilibrio de las actividades públicas y privadas, que actualmente no está bien definido, y al margen de los avatares políticos.

La situación actual de los recursos de aguas subterráneas no es sustentable, aunque la situación es mejor que en las dos décadas anteriores y con una evolución positiva en cuanto a la cantidad, pero no a la calidad.

Se requieren actuaciones para avanzar hacia la buena gobernanza, que suponen nuevos paradigmas y la eliminación de suspicacias, exclusividades e intervencionismos, con una visión económico-social mejorada y una modulación ético-moral.

Tanto la gestión como la gobernanza actual pueden evaluarse como media, en un contexto insular en que el estado total de las aguas subterráneas es malo en general según los criterios derivados de la Directiva Marco del Agua europea.

12.9. Referencias

Cabrera, M. C. y Custodio, E. (2005). Evolution of groundwater intensive development in the coastal aquifer of Telde (Gran Canaria, Canarian Archipelago, Spain). En: A. Sahuquillo, J. Capilla, L. Martínez-Cortina, X. Sánchez-Vila (eds.), *Groundwater intensive use. AIH Selected Papers 7*, Balkema: 295-306.

Cabrera, M. C. y Custodio, E. (2012). *Salinidad e intrusión marina en el acuífero de Telde (NE de Gran Canaria) y efecto de las plantas desaladoras*. IV TIAC, Alicante, I: 243-254.

Cruz-Fuentes, T., Heredia, J., Cabrera, M. C. y Custodio, E. (2014a). Behaviour of a small sedimentary volcanic aquifer receiving irrigation return flows: La Aldea, Gran Canaria, Canary Islands (Spain). *Hydrogeol. J., 22*(4): 865-882.

Cruz-Fuentes, T., Cabrera, M. C., Custodio, E. y Heredia, J. (2014b). Groundwater salinity and hydrochemical processes in the volcanosedimentary aquifer of La Aldea, Gran Canaria, Canary, Canary Islands, Spain. *Science of the Total Environment, 484*: 154-166.

Custodio, E. (1992). Efecto de la aridificación de la recarga en las características hidrogeoquímicas de un acuífero en forma de sector circular. *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos, XVI*: 355-369.

Custodio, E. (1997). *Salinidad de la recarga: problemática, evaluación y efectos diferidos. La evaluación de la recarga a los acuíferos en la planificación hidrológica*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español-Instituto Tecnológico Geominero de España: 181-208.

Estévez, E., Cabrera, M. C., Fernández-Vera, J. R., Molina-Díaz, A., Robles-Molina, J. y Palacios-Díaz, M. P. (2016). Monitoring priority substances, other organic contaminants and heavy metals in a volcanic aquifer from different sources and hydrological processes. *Science of the Total Environment, 551-552*: 186-196.

ETIMGC (2020). *Esquema de temas importantes en materia de gestión de las aguas de la Demarcación Hidrográfica de Gran Canaria. Tercer ciclo de planificación hidrológica 2021-2027.* Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria: 1-179.

Galindo, E., Pozo, M. y Martí, B. (2007). *Identificación de áreas sobreexplotadas en la zona este de Gran Canaria y propuestas para su corrección*. III TIAC, Almería I: 1045-1054.

Hernández Ramos, J. (1954). *Las heredades de agua en Gran Canaria*. Imprenta Sáez, Buen Suceso, Madrid: 1-106.

HIRAVOL (2020). *Hidrogeología y recursos de agua subterránea en formaciones e islas volcánicas*. Editado por E. Custodio para UPC-SUEZ-CETAQUA. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona: 2020: 1-1017. http://hdl.handle.net/2117/347150

MASE (2015). *Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: minería del agua subterránea en España.* E. Custodio (ed.), UPC y SUEZ Advanced Solutions (AQUALOGY)-Cetaqua, Barcelona. *e-books*: 1-487. http://hdl.handle.net/2117/111272

Navarro García, E. (ed.) (2008). *Heredamientos de aguas de Canarias*. Exmo. Ayto. de Arucas-Gobierno de Canarias: 1-174.

PHGC (1998). *Plan Hidrológico de Gran Canaria*. Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria: 1-297.

PHGC (2009). *Plan territorial especial hidrológico de Gran Canaria, ciclo de planificación 2009-2015*, vol. I: 1-227; vol. II: 1-106.

PHGC (2019). *Plan Hidrológico de Gran Canaria, ciclo de planificación 2015-2021*. Demarcación Hidrográfica ES120 Gran Canaria, Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria: 1-720. http://www.aguasgrancanaria.com/

SASMIE (2017). *Salinización de las aguas subterráneas en los acuíferos costeros mediterráneos e insulares españoles*. Editado por E. Custodio, para UPC y Suez Solutions-CETAQUA, Barcelona. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona: 1-852. http://hdl.handle.net/2117/111515

Soler Liceras, C. y Lozano García, O. (1985). El agua en Canarias. *Boletín de Informaciones y Estudios, 44*. Servicio Geológico, Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid: 1-48.

SPA-15 (1975). *Estudio científico de los recursos de agua en las islas Canarias (SPA/69/5 15)*. Ministerio Obras Públicas, Dirección General de Obras Hidráulicas, UNESCO, Las Palmas de Gran Canaria, Madrid, 4 vols. + mapas.

13

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido



Nota preliminar: se presentan los rasgos principales de esta área piloto para encuadrar sus características, pero no se hace referencia expresa a todos los conceptos contenidos en los temas que evaluar, ya que sería una tarea muy superior a la pretendida y para la que en muchos casos no hay referencias disponibles o de fácil acceso. Por esta razón, parte de las evaluaciones son de conocimiento experto, sometidas al filtro de los posibles revisores y con riesgo de cierta subjetividad.

13.1.
Antecedentes y características generales del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Las características generales del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido se resumen en la tabla 13.1.

Tabla 13.1. Características generales del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Datos redondeados

Datos geográficos	Longitud 7°15'W-0°05'E	Latitud 42°37'N-42°42'N	Coord. refugio de Góriz 0°56'E y 42°40'N
	Rango de altitudes 1000-3355 m	Altitud del refugio de Góriz 2215 m	Superficie 157 km^2
Acuíferos	Tipos de acuíferos Libres	Formaciones dominantes Calizas y dolomías	N.º de MASb 1 (parte)
Temperatura media °C en el refugio de Góriz		Media 4,9 ± 0,5	Rango de media mensual -0,7 a 13,0
Precipitación media mm/a		En refugio de Góriz 1735	

Términos del balance medio de agua, hm^3/a	Recarga precipitación 190	Infiltración ríos 0	Retornos riego 0
	Recarga artificial 0	Recarga total R 190	
	Descarga natural externa, D 190	Extracciones, B 0	
	Consumo de reservas V 0	Agua exportada 0	
Aporte de agua, hm^3/a	Importada 0	Desalinización 0	Regenerada 0
Socioeconomía	Población interna 50 (ocasional)		Actividad principal Montañismo
Instituciones	Autoridad del agua General: CH Ebro Local: no hay	Asociaciones de usuarios No hay	Comunidades de aguas subterráneas No hay
Mercados de agua	Generales No hay	De aguas subterráneas No hay	Comercio informal No hay
Calidad del agua subterránea	Salinidad Buena	Componentes dureza	
Contaminación del agua subterránea	Causas principales Visitantes	Contaminación de las aguas residuales locales	

El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) se encuentra en el sector central de la cordillera de los Pirineos, a lo largo de la frontera hispano-francesa, con la mayor parte del mismo en la comarca española del Sobrarbe, en la provincia de Huesca (figura 13.1). Es un área alta y muy abrupta, con población localizada únicamente en la periferia. El PNOMP está conformado por parte de los municipios de Torla, Fanlo, Puértolas, Tella-Sin y Bielsa (Huesca), cuyos núcleos de población, de entre 120 y 500 habitantes, son exteriores al parque. El PNOMP tiene más de 100 años de antigüedad y fue el segundo parque nacional declarado después del de Picos de Europa.

El PNOMP propiamente dicho tiene una superficie de 157 km^2. La zona de protección del parque limita al norte con los valles de Gavarnie y Estaubé (Francia), al sur con el barranco San Chaime, al este con el valle de Pineta y la garganta de Escuaín y al oeste con el valle de Bujaruelo. En la zona periférica está la parte media del valle de Pineta, cabecera del río Cinca.

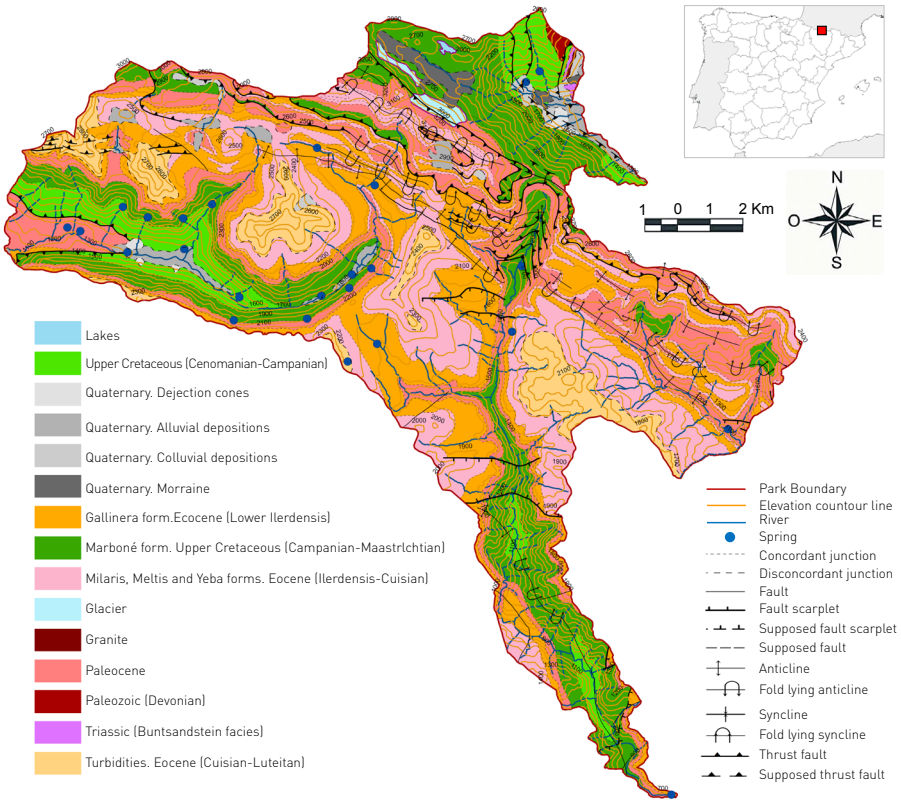


Figura 13.1. Situación y cartografía geológica del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Lambán et al., 2015)

El PNOMP es el macizo carbonatado más extenso e importante de Europa occidental y la cadena montañosa de orientación ONO-ESE más destacada de la península ibérica. Su máxima altitud corresponde al pico de Monte Perdido (3355 m), uno de los más altos de toda la cordillera Pirenaica.

El PNOMP está formado por un sistema de valles y cumbres enlazados, con gargantas radiales que corresponden a los principales cursos fluviales: cañón de Añisclo al S, valle de Escuaín al SE, valle de Ordesa al W y valle de Pineta-río Cinca al WSE. Las altitudes varían desde aproximadamente 700 m en el fondo del valle de Añisclo y unos 1000 m en el río Ara, hasta los 3355 m de la cumbre del Monte Perdido.

El relieve del parque se debe a la desigual resistencia a la erosión de los diversos tipos de roca, al modelado por el paso de los glaciares y a la karstificación. Las calizas y dolomías dan lugar a morfologías kársticas, pero no las areniscas con cemento calcáreo. La karstificación es un proceso muy activo, de modo que, a pesar de las altas precipitaciones, apenas circula agua en superficie durante el estiaje. Existe un karst subterráneo (endokarst) muy activo que da lugar a los principales sistemas kársticos: Arañonera, Sistema Garcés, Punta de las Olas y Fuentes de Escuaín, que se asientan sobre los materiales del Paleoceno-Eoceno inferior (Robador *et al.*, 2013). El glaciarismo se manifiesta como circos, valles en U, valles colgados y otros. Actualmente subsisten algunos glaciares y heleros, con una superficie total de 0,7 km^2, en rápida disminución.

El clima es frío y claramente estacional, con una estación seca y veranos suaves y frescos.

La precipitación y la temperatura varían notablemente con la altura, con gradientes verticales de 200 mm/año/km y -3,3 °C/km, respectivamente. En los cuatro valles principales se detectan fenómenos de inversión térmica con temperatura menor en las zonas bajas de los valles que en las zonas altas de montaña.

Llueve todos los meses del año de forma notable, entre 60 y 200 mm/mes de media, con los meses más húmedos en otoño. La precipitación en forma de nieve es abundante, aunque está decreciendo debido al incremento de la temperatura. En la estación del refugio de Góriz se producen de media 170 días anuales de heladas, 50 días de nevada y 175 días en que la nieve cubre el suelo (Palomo *et al.*, 2008).

Una parte del agua que fluye por los ríos es de deshielo, otra menor y ocasional es escorrentía de la lluvia y el resto es descarga de aguas subterráneas. Los cursos de agua superficial son de carácter torrencial, salvan fuertes desniveles y presentan pendientes muy acusadas con alta velocidad y turbulencia. El caudal está condicionado fundamentalmente por el deshielo en las cumbres y montañas circundantes, con los máximos caudales al inicio de la primavera, en los meses de fusión de la nieve en las cabeceras.

La red hidrográfica está formada por cuatro ríos principales: Arazas, Bellós, Yaga y Cinca, y el río Ara en la zona periférica de Bujaruelo. En las cabeceras de los valles el régimen hídrico de los ríos es nival y en las partes medias y bajas es nivopluvial pirenaico.

En el PNOMP predominan los materiales carbonatados (calizas y dolomías). Desde un punto de vista estructural, el área está afectada por dos mantos de corrimiento: el manto de Gavarnie, al W del río Ara, y el manto del Monte Perdido, hacia el E. La naturaleza carbonatada posibilita la existencia de numerosos e importantes acuíferos en los que existe una extensa red de galerías y simas. Las aguas subterráneas, a través de los numerosos manantiales de descarga, desempeñan un papel esencial en la génesis, desarrollo y evolución del paisaje, así como en el mantenimiento de la gran biodiversidad de los ecosistemas.

Con anterioridad al año 2000, el conocimiento hidrológico e hidrogeológico era escaso (Ríos-Aragüés 2003). Desde 2013, los técnicos del parque nacional, en colaboración con investigadores del Instituto Geológico y Minero de España (IGME), han venido desarrollando estudios para la caracterización hidrogeoquímica e isotópica de los manantiales más representativos del parque nacional, seguidos de otros para mejorar los datos de los caudales fluviales, con lo que se ha avanzado notablemente en el conocimiento y establecimiento de un modelo hidrogeológico conceptual de funcionamiento con apoyo hidrodinámico, hidrogeoquímico e isotópico ambiental (Jódar *et al.*, 2016a, 2016b; Lambán *et al.*, 2014a, 2014b, 2015). Sin embargo, aún se requieren un buen número de estudios adicionales, en especial de las series de datos que se están generando.

Las calizas, dolomías y calcarenitas del Cretácico superior y del Paleoceno-Eoceno inferior son las formaciones permeables más importantes en superficie, y en ellas se producen las descargas de agua subterránea más significativas. Sobre los materiales del Paleoceno-Eoceno inferior se asientan los principales sistemas kársticos, entre los que destacan los sistemas de Arañonera (próximo al parque, pero fuera del mismo), Sistema Garcés, Punta de las Olas y Fuentes de Escuaín. La potencia del conjunto es de 200 a 300 m, aunque el espesor efectivo de dichas formaciones es mayor en el sector norte por la disposición en pliegues apretados y apilamientos tectónicos que permiten el desarrollo de sistemas kársticos de más de 1000 m de espesor de zona no saturada. La base son facies terrígenas del Maestrichtiense, responsables de los numerosos manantiales de la red de drenaje en los valles de Añisclo y Ordesa. Encima se encuentra una potente serie margosa que confina el acuífero en la mitad meridional de la unidad y lo separa de las calizas de Boltaña suprayacentes (Ríos-Aragüés, 2003). La escasa deformación interna existente en la parte baja del parque favorece localmente la individualización de distintos niveles permeables (Lambán *et al.*, 2014a).

Los acuíferos kársticos del PNOMP son sistemas hidrogeológicos complejos, muy heterogéneos, con efectos asociados a relieves abruptos y grandes altitudes, tiempos medios de tránsito del agua cortos, respuesta muy rápida a episodios de precipitación, importantes gradientes geográficos de temperatura y recarga y descarga controlada en buena parte por la dinámica nival. La fusión de la nieve controla la

recarga, es decir, el agua que atraviesa el suelo y la zona no saturada para alcanzar los acuíferos, principalmente durante el invierno y la primavera.

El estudio de la composición isotópica del agua ($Đ^{18}O$ y $Đ^{2}H$) confirma que las precipitaciones que genera la principal fuente de recarga en el parque provienen del océano Atlántico (Lambán *et al.*, 2015). Los valores estimados de la altitud de recarga para los manantiales muestreados en el PNOMP están principalmente entre 1950 y 2600 m. Se estima un tiempo medio de tránsito de entre 1,1 años y 4,5 años, coherente con los datos del contenido en tritio disponibles, aunque la distribución estadística está muy sesgada hacia las respuestas rápidas. Los manantiales con tiempo de tránsito más corto son los de descarga de los materiales del Eoceno-Paleoceno, más karstificados, y los manantiales con tiempo de tránsito más largo descargan los materiales del Cretácico superior.

Para estimar el balance de agua en las calizas, dolomías y calcarenitas del Paleoceno-Eoceno se han aplicado los códigos numéricos HBV y Visual-Balan, calibrados a partir de los niveles medidos en el piezómetro de Bujaruelo (Torla), de la Confederación Hidrográfica del Ebro. La escorrentía superficial, evapotranspiración real y recarga se evalúan en 160, 360 y 1227 mm/año, respectivamente, que representan aproximadamente el 10%, 20% y 70% de la precipitación media anual (Lambán *et al.*, 2019a, 2019b). Estos valores están en el rango esperable según la cartografía derivada del balance de la deposición atmosférica de ion cloruro (Alcalá García, 2006; RAEMIA, 2019). La evaluación preliminar de la recarga mediante una modificación del método APLIS (Andreo *et al.*, 2004; RAEMIA, 2019) permite obtener la cartografía de la distribución espacial de la capacidad de infiltración en el parque (Polo Allueva, 2015, 2016).

El agua subterránea es poco mineralizada (conductividad eléctrica entre 90 y 450 mS/cm, con un valor medio de 350 mS/cm). Es bicarbonatada cálcico-magnésica, en coherencia con las rocas carbonatadas predominantes, aunque hay algunos manantiales más salinos y de tipo sulfatado cálcico y clorurado sódico, por posible mezcla con agua subterránea profunda.

El PNOMP se encuentra en la MASb 032 de la Cuenca del Ebro: Sierra Tendeñera-Monte Perdido, en la que se identifican cinco niveles permeables. El PHE (2022) apenas aporta datos básicos y esta MASb no está en el anexo de caracterización adicional de aguas subterráneas, ya que se encuentra en buen estado cuantitativo, químico y total.

Desde 2008, el Organismo Autónomo Parques Nacionales, la Oficina Española de Cambio Climático, la Agencia Estatal de Meteorología y la Fundación Biodiversidad (FB) vienen trabajando en el seguimiento del cambio global en la Red de Parques Nacionales. El IGME ha instalado dos estaciones para el muestreo de la precipitación (lluvia y/o nieve) y una estación de aforos en la desembocadura del río Arazas, en el puente de la Ereta, así como diversos sensores de nivel en el Sistema Garcés, Fuenblanca, lago de Marboré, río Bellós (San Urbez), río Yaga (aguas arriba y abajo del manantial de Escuaín) y en el río Cinca (refugio de Pineta). El seguimiento de los aforos lo realiza el Servicio de Hidrología y Aforos de la Confederación Hidrográfica del Ebro.

13.2.
Estado de la explotación y uso del agua subterránea

En el PNOMP no hay ninguna captación de agua subterránea significativa, tan solo una pequeña captación de un manantial para abastecer al refugio de Góriz. Fuera del territorio del PNOMP propiamente dicho hay únicamente algunos pozos para pequeños abastecimientos en el valle de Pineta, en los aluviales del río Cinca y en Nerín. En el valle de Bujaruelo hay un aprovechamiento de la descarga subterránea difusa del manantial de Santa Elena que drena el sistema kárstico de Arañonera. Esta agua se utiliza

para abastecer al municipio de Torla-Ordesa. Solo se dispone de un piezómetro en el valle de Bujaruelo (código 09.205.02), en las calizas del Paleoceno-Eoceno y muy próximo al río Ara, perteneciente a la red de control de la Confederación Hidrográfica del Ebro.

13.3. Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea

Dada la inexistencia de explotación significativa de agua subterránea y que no se prevé que se produzca en el futuro, no tiene sentido la existencia de órganos locales de gestión y gobernanza del agua subterránea en cuanto a cantidad, pero es necesario vigilar que los vertidos derivados de la presencia variable de visitantes no introduzcan modificaciones hidroquímicas que afecten a los valores naturales y su biodiversidad.

La gestión del agua y del agua subterránea a escala de cuenca corresponde a la Confederación Hidrográfica del Ebro, en Zaragoza. El PNOMP está gestionado por el Organismo Autonómico de Parques Nacionales, que depende del Gobierno de Aragón.

El acceso a la información hidrológica e hidrogeológica se puede efectuar a través del Visor de la CHE, aunque es parcial al no incluir las bases de datos que mantienen los organismos que realizan estudios en determinados periodos. No hay publicaciones específicas al respecto, salvo el boletín RED (RED, 2017). La Dirección del parque realiza desde hace años una memoria anual interna en la que se recogen los principales resultados obtenidos de un programa de inventariado y monitorización de los recursos naturales en la que se incluye un capítulo de seguimiento hidrogeológico.

13.4. Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos

La posición en cabecera de cuencas y la abundante precipitación y recarga no dan lugar a la importación de agua ni al desarrollo de otros recursos hídricos.

Una importante caracterización del PNOMP es la buena coexistencia de la condición de parque nacional y sus restricciones para salvaguardar los valores naturales con la existencia de ganado no estabulado, principalmente vacuno, en una simbiosis de notables buenos resultados. La existencia de manantiales y de los abrevaderos asociados es un factor importante para esa simbiosis, y resalta la importancia de las manifestaciones del agua subterránea. No hay agricultura significativa dentro del parque, aunque sí cultivos regados en la cabecera del río Cinca, a partir de Pineta.

Durante los meses de verano se produce una gran afluencia de visitantes al parque. El sector comprendido entre el macizo del Monte Perdido y la Cola de Caballo es uno de los más visitados. Es precisamente en la Cola de Caballo donde convergen los sistemas de drenaje superficial y subterráneo del macizo del Monte Perdido. Son muy escasos los estudios realizados sobre el impacto del cambio climático y el turismo en la calidad del agua, aunque muestreos realizados en los últimos años en algunos puntos de control de este sector durante los meses de verano indican mayor temperatura y conductividad eléctrica, menor oxígeno disuelto en el agua y, localmente, altos contenidos de NO_3, NH_4, PO_4, As, Cu, Fe, Mn y As, así como presencia significativa de los fármacos hidroclorotiazida, gemfibrozil, carbamazepina, albuterol y atenolol.

El impacto del cambio climático en el ámbito pirenaico apunta hacia una posible disminución de las precipitaciones y un aumento significativo de las temperaturas (Beguería *et al.*, 2022). Se espera que las precipitaciones sean en mayor proporción en forma de lluvia y habrá menor acumulación de nieve, por lo que el componente de descarga rápida de los sistemas kársticos aumentará, disminuyendo así la capacidad de regulación del agua que realiza la parte de descarga lenta del sistema acuífero y que garantiza los caudales de estiaje en la red de drenaje hidrológico del PNOMP. Como resultado, un caudal superior de agua de lluvia abandonará la cuenca hidrológica de forma rápida. Por otra parte, el incremento de la temperatura hará que el periodo de fusión nival se adelante y sea más corto, y la menor acumulación de nieve repercutirá en una también menor recarga del acuífero, ya que esta es un proceso difuso y controlado por la infiltración del agua procedente de la fusión nival. El impacto se propagará rápidamente por el sistema hidrogeológico dados los cortos tiempos de tránsito del sistema acuífero como resultado de su naturaleza kárstica.

Como los acuíferos del PNOMP son muy vulnerables a la contaminación y al cambio climático, es necesario conocer con detalle su funcionamiento para una correcta gestión y conservación, puesto que la mayor parte de los recursos hídricos, tanto sus numerosos manantiales como sus ríos principales, tienen origen en las aguas subterráneas. La elevada recarga, que es una ventaja, tiene como contrapartida una notable vulnerabilidad de los recursos de agua del parque ante un posible cambio climático y global.

13.5.
Agua subterránea en la gestión integrada de los recursos de agua y la seguridad hídrica

Las aguas subterráneas son el recurso hídrico dominante y el único a efectos prácticos, incluso para mantener el caudal de los ríos y tramos de barranco durante el estiaje. En función del seguimiento y grado de afectación del cambio climático a los recursos hídricos del parque, no se descarta la posibilidad de promover medidas de adaptación para la gestión, tanto de la cantidad como de la calidad del agua. Como medidas de adaptación en relación con la cantidad se propone: a) almacenamiento de la precipitación mediante aljibes o depósitos adaptados, instalados y distribuidos estratégicamente en diferentes puntos del PNOMP; b) uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas; y c) diseño y construcción de pozos para el abastecimiento en épocas de estiaje. Con respecto a las medidas de adaptación relacionadas con la calidad se propone: a) control del número de visitantes y pernoctaciones realizadas en refugios de montaña, zonas de acampada y puntos de mayor afluencia de visitantes y b) recomendaciones para la optimización de la generación y tratamiento de los residuos producidos en refugios de montaña y zonas de acampada. Además, se considera importante promover medidas de concienciación (charlas, talleres, folletos divulgativos...) destinadas a los guardas del refugio, guardas y personal del parque, población local y visitantes.

13.6.
Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real

De acuerdo con lo expresado en el capítulo 6, en la tabla 13.2 se determinan el índice de estrés hídrico y la modulación que se deriva, y en la tabla 13.3 se evalúan la gestión y la gobernanza del agua subterránea.

Tabla 13.2. Determinación de un índice de estrés hídrico y correcciones que se derivan

Índices normalizados	Valor	Comentarios
Índice de explotación i = B/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	1,0	B/R = 0/190 = 0,0
Índice de explotación ampliado i = (B + Di)/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	1,0	(B + Di)/R = (65 + 0)/190 = 0,0
Índice de estrés hídrico i = (B + Di)/(R - V), de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	1,0	(B + Di)/(R-V) = (0 + 0)/(190 - 0) = 0,0
Términos de modulación		
Afectación a la cantidad del agua de descarga utilizable	1	Extracción no significativa
Afectación a la calidad del agua de descarga utilizable	1	Posible efecto muy localizado
Efectos ecológicos	2	Posible efecto localizado
Afectación a la garantía del abastecimiento no agrícola	1	No hay o muy pequeño
Afectación a la garantía del abastecimiento agrícola	1	No hay
Efectos geotécnicos negativos	1	No hay
Promedio de los términos, p	1,2	
Factor de corrección f = (9 - p)/4	1,9	
Índice de estrés hídrico corregido IEhc = f·(B + Di)/(R - V)	1,9	

Nota: valores entre 1 = nulo o no significativo y 5 = mucho. B = extracción; R = recarga; V = reserva anual usada. Valores 1 a > 5; si > 5 se anota como 5.

Tabla 13.3. Evaluación de la gestión y la gobernanza del agua subterránea

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1	**Criterios de conocimiento hidrogeológico básico**	**3,1 → 2,5**	
1.1	**Conocimiento de la cantidad de agua del sistema acuífero**	**2,6 → 1,6**	
1.1.1	Existencia de cartografía hidrogeológica y su soporte geológico	4	Cartografía geológica del parque a escala 1:25.000 (IGME y OAPN, 2020) y a escala 1:5.000 en determinados sectores
1.1.2	Suficiente delimitación de las unidades hidrogeológicas y sistemas acuíferos	4	Funcionamiento hidrodinámico bien caracterizado en el valle de Ordesa; en curso en el valle de Pineta y cañones de Escuaín y Añisclo. Detallar unidades profundas
1.1.3	Existencia de suficientes observaciones piezométricas espaciales y temporales	2	1 piezómetro operativo de red de control de la CHE; medida semestral desde 2006
1.1.4	Elaboración periódica de la información hidrogeológica y del balance de agua	2	Mejorable. Anualmente en estudio

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1.1.5	Existencia de modelos de flujo utilizables	1	No hay modelo general. Modelo de precipitación-aportación en valle de Ordesa
1.2	**Conocimiento de la calidad del agua del sistema acuífero**	**2,2 → 1,7**	
1.2.1	Existencia de cartografía de la calidad del agua y del riesgo de contaminación	3	Control trimestral/semestral de la calidad del agua subterránea en red de control
1.2.2	Existencia de suficientes y adecuadas observaciones de la calidad	2	Caracterización hidrogeoquímica regional general
1.2.3	Información sobre el estado hidrológico del suelo y del medio no saturado	3	Escasa, no esencial
1.2.4	Existencia de modelos de calidad y transporte de masa utilizables	1	No disponibles
1.3	**Conocimiento del estado de los recursos de agua subterránea**	**4,6 → 4,1**	
1.3.1	Buen conocimiento de las captaciones y perforaciones existentes	5	Inventario actualizado
1.3.2	Buen conocimiento y determinación de las extracciones y drenajes	4	Local; no general
1.3.3	Buen conocimiento del uso del agua subterránea	5	Local
1.3.4	Conocimiento del coste de extracción del agua subterránea	4	No es relevante
1.3.5	Observación y conocimiento de los resultados de la explotación	5	Vigilancia territorial local
2	**Criterios administrativos, legales y económico-sociales**	**3,1 → 3,1**	
2.1	**Aspectos administrativos**	**4,3 → 3,8**	
2.1.1	Buen sistema de inventario y registro de autorizaciones y permisos de extracción	5	Suficiente, guarda
2.1.2	Buen control y vigilancia de extracciones legales, ilegales y no autorizadas	5	Suficiente, guarda
2.1.3	Buena vigilancia de acciones potencialmente contaminantes	5	Suficiente, guarda
2.1.4	Posibilidad de suficiente policía territorial	4	Guardaparques del PNOMP. Mejorable
2.1.5	Administración del agua subterránea experta y suficientemente dotada	3	No necesaria localmente. Lejana con carácter general
2.1.6	Posibilidad de tasar las extracciones de agua subterránea de cualquier tipo	4	No tiene sentido
2.1.7	Posibilidad de tasar acciones contaminantes para el acuífero	4	No tiene sentido
2.2	**Aspectos legales**	**2,8 → 2,8**	

Clave	Tema	Valor	Comentarios
2.2.1	Suficiente consideración de las aguas subterráneas en la normativa legal	2	Insuficiente en las normas del parque
2.2.2	Sistema eficiente de resolución de conflictos por vía normativa	3	No tiene sentido
2.2.3	Existencia y aplicación de sanciones por incumplimiento o acciones ilegales	3	No desarrollado
2.2.4	Responsabilidad por abusos en la cantidad y calidad, actuales o pasados	3	No se considera
2.3	**Aspectos económico-sociales**	**3,2 → 3,2**	
2.3.1	Recuperación de costes derivados de la explotación del agua subterránea	3	No tiene sentido
2.3.2	Adecuado uso de los ingresos por tasas en beneficio de usuarios y del acuífero	3	No tiene sentido
2.3.3	Existencia de acuerdos sociales entre usuarios y con la población	5	Acción como parque
2.3.4	Suficiente financiación de observación, estudios y elaboración de datos	2	Financiación escasa y mediante proyectos competitivos multiobjetivo
2.3.5	Economía que no requiere subsidios directos e indirectos para el uso	3	No tiene sentido
2.3.6	Disposición de los usuarios y la población al pago por mejoras o sostenibilidad	3	No tiene sentido
3	**Criterios de gestión y buena gobernanza**	**3,0 → 2,5**	
3.1	**Aspectos en relación con la gestión del agua subterránea**	**3,5 → 3,0**	
3.1.1	Existencia de un organismo estatal responsable de la gestión	5	Confederación Hidrográfica del Ebro y Organismo Autónomo de Parques Nacionales
3.1.2	Disponibilidad de recursos y medios económicos para la gestión y observación	2	Escasa
3.1.3	Existencia de comunidades de usuarios que participan realmente en la gestión	4	No tiene sentido
3.1.4	Participación efectiva de los usuarios en la gestión, observación y control	4	No tiene sentido; participa la guardería
3.1.5	Consideración de las aguas subterráneas en la seguridad hídrica	4	No tiene sentido
3.1.6	Consideración y práctica de la gestión integrada de recursos de agua	4	No tiene sentido
3.1.7	Planes apropiados sostenibles para mitigar sequías con agua subterránea	3	No hay; tiene sentido de forma limitada
3.1.8	Planificación hidrológica de la gestión infraestructural, efectos y financiación	2	En el plan hidrológico, escasa
3.1.9	Planificación hidrológica de la gestión no infraestructural, efectos e implantación	3	Poco abordada; poco sentido

Clave	Tema	Valor	Comentarios
3.1.10	Planificación sin sobreconcesión de derechos de uso del agua subterránea	4	No tiene sentido
3.1.11	Gestión en el marco de restricciones acordadas con los usuarios	4	No tiene sentido
3.2	**Aspectos de la gobernanza del agua subterránea**	**3,1 → 2,1**	
3.2.1	Participación de las instituciones de la sociedad civil	3	Moderada
3.2.2	Capacidad del organismo de gestión para coordinar con otras planificaciones	5	Incipiente a través del plan hidrológico; notable por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales
3.2.3	Coordinación eficaz con el sector agrícola	4	No tiene sentido
3.2.4	Planificación específica e integrada, compatible con la buena gobernanza	4	No tiene sentido
3.2.5	Fácil acceso y transparencia en la información	2	Insuficiente
3.2.6	Elaboración de información accesible y entendible por los no expertos	2	Insuficiente
3.2.7	Existencia de un órgano independiente que evalúe los aspectos ético-morales	1	No existe
3.2.8	Consideración de la equidad territorial y temporal al acceso a los recursos de agua	4	No tiene sentido
3.2.9	Existencia de una institución para lograr y conservar la buena gobernanza	3	Parcialmente a escala local
3.2.10	Minimización de las interferencias políticas y sindicales	3	Moderada
	Índice de gobernanza	**3,1 → 2,7**	

Nota: los resultados se reúnen en la tabla 13.4.

Tabla 13.4. Resultados de las evaluaciones del estrés hídrico de la gestión y de la gobernanza del agua subterránea

Concepto	Evaluación	Comentarios
Índice de estrés hídrico corregido (IEhc)	1,9	Bajo estrés hídrico
Índice de gestión	3,0 → 3,0	Moderado, aunque suficiente
Índice de gobernanza (Ig)	3,1 → 2,7	Medio
Factor de corrección f = (9 - IEhc)/4	1,9	
Gobernanza corregida = f · Ig	5,0 → 5,0	Alto

Nota: valores entre 1 (nulo) y 5 (máximo).

13.7.
Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo

Es fundamental implementar de manera adecuada el tratamiento de aguas usadas que se vierten a cauce público, tanto en el ámbito del PNOMP como en las zonas periféricas de protección y el área de influencia socioeconómica, según lo define la Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de Parques Nacionales.

Es importante mantener caudales en tramos seleccionados, obtener un balance hídrico anual, mejorar el conocimiento de caudales y mejorar la observación hidrogeológica.

El PNOMP está gestionado por el Organismo Autonómico de Parques Nacionales, que depende del Gobierno de Aragón, para el que los asuntos relacionados con el agua son una parte de sus responsabilidades. El agua se considera un recurso más del parque, pero es un elemento clave para mantener su geodiversidad, biodiversidad y valor ambiental. Para ello, el PNOMP podría acoger en su estructura a una pequeña oficina de gobernanza del agua y del agua subterránea, con el apoyo de los servicios de guarda del parque. Este organismo no ha sido previsto por ahora, pero sería conveniente para tener un conocimiento y una vigilancia más específicos y especializados, de acuerdo y coordinadamente con la CHE, que disponga del apoyo de personal especializado y un presupuesto específico, independiente de la red de seguimiento a largo plazo (LTER). Esta oficina debería contar con los elementos y recursos suficientes para: 1) mantener operativa, reponer y mejorar la red de observación hidrológica e hidrogeológica y 2) vigilar que la calidad del agua no se altere por actividades humanas y/o vertidos. Sería interesante que mantuviese una base de datos o participase en el mantenimiento de la misma y que preparase informes anuales y balances de agua. Otras posibles funciones podrían ser la mejora del conocimiento de los acuíferos, así como proponer una planificación y gestión que integre todos los recursos de agua con una visión temporal a largo plazo.

13.8.
Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza

Las características de posición geográfica y de protección asociada a la categoría de parque natural hacen innecesaria la creación de una institución local específica, pudiendo bastar con que el propio Organismo Autónomo de Parques Nacionales disponga de una pequeña oficina con esta misión concreta. Hasta ahora parte de la información requerida se ha generado en estudios diversos y con distintas fuentes de financiación. Debería asegurarse que se realiza lo adecuado para el buen conocimiento y seguimiento.

13.9.
Referencias

Alcalá García, F. J. (2006). Recarga a los acuíferos españoles mediante balance hidrogeoquímico.

Andreo, B., Vías, J., López-Geta, J. A., Carrasco, F., Durán, J. J. y Jiménez, P. (2004). Propuesta metodológica para la estimación de la recarga en acuíferos carbonáticos. *Boletín Geológico y Minero, 115*(2), 177-186.

Jódar, J., Custodio, E., Lambán, J. L., Martos-Rosillo, S., Herrera, C. y Sapriza, G. (2016a). Vertical variation in the amplitude of the seasonal isotopic content of rainfall as a tool to jointly estimate the groundwater recharge zone and transit times in the Ordesa and Monte Perdido National Park aquifer system, north-eastern Spain. *Science of the Total Environment, 573*: 505-517. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.117

Jódar, J., Lambán, L. J. y Custodio, E. (2016). *Estimación de la recarga mediante modelación numérica de balance de agua en el suelo en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca, España).* Congreso Hispano-Luso sobre las Aguas Subterráneas en el Segundo Ciclo de Planificación Hidrológica, noviembre 2016, Madrid.

Lambán, L. J., Jódar, J. y Custodio, E. (2014a). *Caracterización hidrogeoquímica del agua subterránea en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Pirineo Central, España).* II Congreso Ibérico de Aguas Subterráneas (CIAS), Asociación Internacional de Hidrogeólogos (Grupo Español), Valencia.

Lambán, L. J., Jódar, J. y Custodio, E. (2014b). *Groundwater isotopic characterization in Ordesa and Monte Perdido National Park (Northern Spain).* V International Symposium on Karst, Málaga (España).

Lambán, L. J., Jódar, J., Custodio, E., Soler, A., Sapriza, G. y Soto, R. (2015). Isotopic and hydrogeochemical characterization of high-altitude karst aquifers in complex geological settings. The Ordesa and Monte Perdido National Park (Northern Spain) case study. *Science of the Total Environment, 506*: 466-479.

Lambán, L. J., Jódar, J. y Custodio, E. (2019a). Hydrogeological research in the Ordesa and Monte Perdido National Park (Huesca, Spain). *Boletín Geológico y Minero, 130*(4): 615-640.

Lambán, L. J., Pisani, B., Samper, J. y Jódar, J. (2019b). Evaluación de los recursos hídricos en cuencas pirenaicas en un contexto de cambio climático mediante modelización hidrológica del balance de agua con los códigos Visual-Balan y Gis-Balan. En: *Estudios en la zona no saturada del suelo, XIV ZNS'19".* ETSIAAB, UPM.

Palomo, M., Espejo, F. y Ferraz, J. (2008). *Análisis nivológico y climatológico del refugio de Góriz, Valle de Ordesa. Pirineo Central. Huesca. 1982-2007.* 3.ª Jornada Tècnica de Neu i Allaus, Betren, Val d'Aran. Institut Geològic de Catalunya, Conselh Generau d'Aran i Servei Meteorològic de Catalunya.

PHE (2022). *Proyecto de plan hidrológico de la demarcación hidrográfica del Ebro. Revisión de tercer ciclo (2022-2027).* Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza. Memoria: 1-373. Apéndice 01.05. Caracterización adicional de las masas de agua subterránea: 1-4735.

Polo, E., Lamban, L. J., Jodar, J. y Ballarín, D. (2016). *Evaluation of the infiltration capacity by Geographic Information Systems in Ordesa and Monte Perdido National Park (Huesca, Spain).* 9.ª Asamblea Hispano Portuguesa de Geodesia y Geofísica, junio 2016, Madrid.

Polo Allueva, E. (2015). *Uso y manejo de nuevas tecnologías y herramientas SIG a partir de datos hidrogeológicos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.* Máster Universitario de Tecnologías de la Información Geográfica. Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza: 1-53.

RAEMIA (2019). *Recarga natural a los acuíferos, metodología y soporte de la isotopía del agua. Aplicación a la planificación hidrológica y conocimiento de las aguas subterráneas en España.* Editado por E. Custodio para UPC-SUEZ-CETAQUA. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona: 1-1206. http://hdl.handle.net/2117/182282

RED (2017). *Boletín de la Red de Seguimiento del Cambio Global en Parques Naturales, 6.* Organismo Autónomo de Parques Nacionales: 1-32.

Ríos Aragüés, L. M. (2003). Introducción al mapa geológico de Ordesa y Monte Perdido. *Boletín 5 SEDECK, Sociedad Española de Espeleología y Ciencias del Karst*: 84-99.

Robador, A., Carcavilla, L. y Samsó, J. M. (2013). Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido: Guía Geológica. En: L. R. Rodríguez Fernández y A. Robador Moreno (dir. y coord.). *Guías Geológicas de Parques Nacionales, IGME-OAPN, n.º 42.* Editorial Everest: 1-214.

Robador, A., Samsó, J. M., Pujalte, V., Oliva, B., Gil, I., Soto, R. *et al.* (2010). Cartografía geológica a escala 1:25.000 del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su aplicación a la gestión e interpretación del medio natural del Parque Nacional. En: L. Ramírez y B. Asensio (eds.), *Proyectos de Investigación en Parques Nacionales: 2006-2009.* Organismo Autónomo Parques Nacionales, ISBN: 978-84-8014-780-4.

14

Acuíferos del **Alto** y **Medio Vinalopó** y su relación con los del **Altiplano murciano**



Nota preliminar: se presentan los rasgos principales de esta área piloto para encuadrar sus características, pero no se hace referencia expresa a todos los conceptos contenidos en los temas que evaluar, ya que sería una tarea muy superior a la pretendida y para la que en muchos casos no hay referencias disponibles o de fácil acceso. Por esta razón, parte de las evaluaciones son de conocimiento experto, sometidas al filtro de los posibles revisores y con riesgo de cierta subjetividad.

14.1.
Antecedentes y características generales de los acuíferos del Alto y Medio Vinalopó

Las características generales del Alto y Medio Vinalopó se resumen en la tabla 14.1.

Tabla 14.1. Características generales del Alto y Medio Vinalopó

Datos geográficos	Longitud 0°40'W-1°01W	Latitud 38°28'N-38°45'N	Coord. Villena 0°51'W-38°38'N
	Rango altitudes, 400-1050 m	Altitud Villena 505; Elda 395 m	Superficie, km^2 Alto Vinalopó 645 Medio Vinalopó 796 Vinalopó + Alacantí 2948
Acuíferos	Tipos de acuíferos Libres	Formaciones dominantes carbonatadas	N.º de MASb 14 en la cuenca del Júcar 5 en la cuenca del Segura
Temperatura media °C en Villena		Media 15	Rango medias mensuales 7-24
Precipitación media mm/a	En áreas altas 300	En Villena 330	En Elda 250

Términos del balance medio de agua en el Alto y Medio Vinalopó en condiciones actuales, hm³/a	Recarga precipitación 50	Infiltración barrancos 0	Retornos riego 10
	Recarga favorecida 0	Recarga total R 120	
	Descarga natural, D 0	Extracciones, B 120	Descarga inevitable, Di 0
	Consumo de reservas V 60	Agua exportada 40	
Aporte de agua, hm³/a	Importada 0	Desalinizada 0	Regenerada 20
Socioeconomía	Población Alto Vinalopó 53.000 Medio Vinalopó 170.000	Renta per cápita (VAB) 15.000 euros	Actividad principal Agricultura
Instituciones	Autoridad del Agua General: CH Júcar Local: no hay	Asociaciones de usuarios Existen	Comunidades de aguas subterráneas Existen parciales
Mercados de agua	Generales No hay	De aguas subterráneas No hay	Comercio informal Existe
Calidad del agua subterránea	Salinidad Buena; a veces salina	Componentes Sulfatos	Intrusión marina No hay
Contaminación del agua subterránea	Causas principales Retornos de riego	Contaminación Nitratos, salinidad	

Nota: datos redondeados de la década de 2010 (MASE, 2015; SASMIE, 2017). Los datos hacen referencia al estado medio de explotación del acuífero en el momento.

La cuenca del río Vinalopó, al sur de la Demarcación Hidrográfica del Júcar, tiene una superficie de 1692 km², con una longitud de 81 km. Gran parte está en la provincia de Alacant (Alicante), con pequeños territorios en Albacete, Murcia y Valencia. Limita con las cuencas de los ríos Segura (cuenca del Segura) y Serpis (cuenca del Júcar) y con el Alacantí, con el que guarda relación hidrológica. El río Vinalopó se divide en Alto (Alt), Medio (Mitjà) y Bajo (Baix) Vinalopó, que son áreas bien diferenciadas entre sí (figura 14.1). Las respectivas capitales son Villena (predominantemente agrícola), Elda (industrial) y Elx (Elche) (industria, agricultura y turismo).

Actualmente, la cuenca del Vinalopó tiene alrededor de 525.000 habitantes, unos 53.000 en el Alto Vinalopó y 170.000 en el Medio Vinalopó.

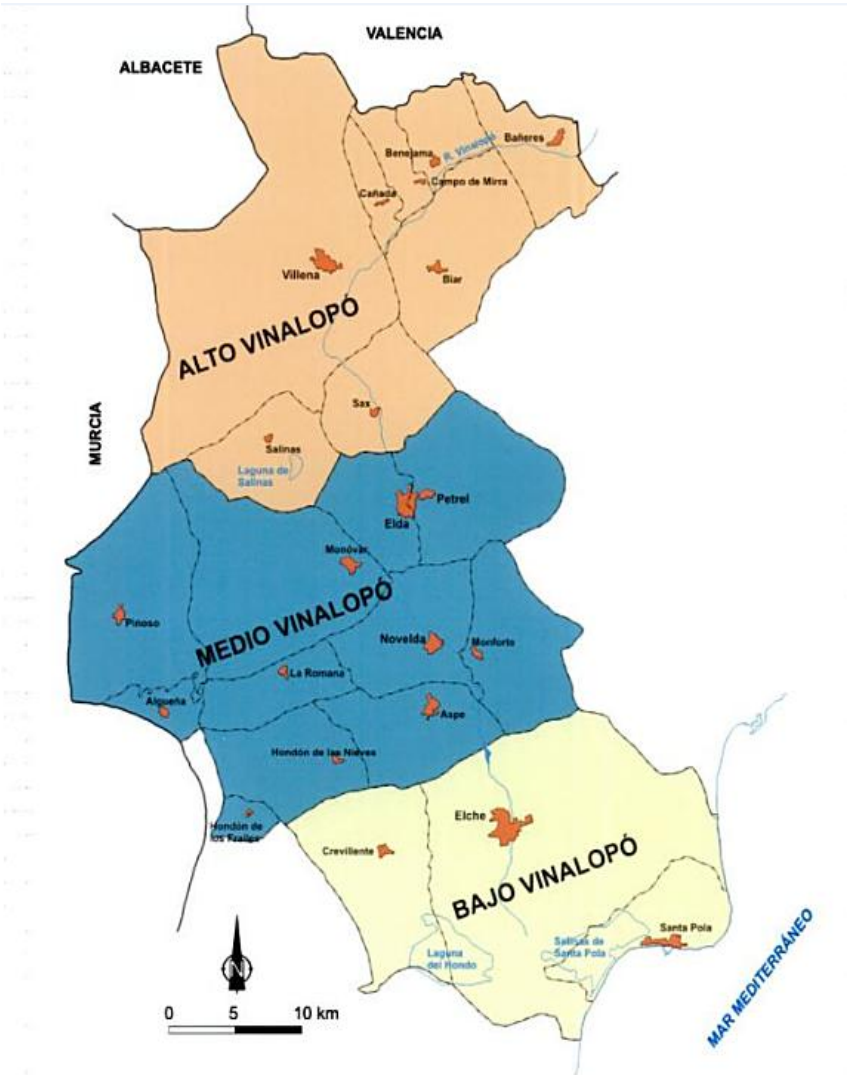


Figura 14.1. Comarcas que componen la cuenca del río Vinalopó en la provincia de Alacant (la mayor parte) y división en zonas

Nota: la parte situada al SW es también provincia de Alacant, pero corresponde a la cuenca del Segura.

De la cuenca del Vinalopó, aquí se consideran únicamente el Alto y Medio Vinalopó, donde se produce la mayor parte de la explotación de agua subterránea, en especial en el Alto Vinalopó. Se exporta agua subterránea captada en el Alto Vinalopó para el abastecimiento de las comarcas del Medio Vinalopó y del Alacantí, que incluye a la ciudad de Alacant y su entorno. No se considera el Bajo Vinalopó, que tiene características muy diferentes del Alto y Medio Vinalopó y recibe agua externa de la Mancomunidad de Canales del Taibilla (MCT) desde 1957, pero no agua marina desalinizada, excepto la población de Elx. Se dispone de 27 hm^3/a de agua residual tratada.

El río Vinalopó nace en la Serra de Mariola, que alcanza 1390 m de altitud. Tiene un caudal hoy muy mermado y en gran parte de su recorrido está seco la mayor parte del año, salvo que se produzcan eventos intensos de lluvia. Se deduce una aportación natural de entre 9 y 30 hm^3/a, con un valor medio de 16 hm^3/a (Murillo *et al.*, 2009). Aunque en su primer tramo el cauce lleva agua habitualmente, pasada la localidad de Banyeres, en el valle de Biar, esta se infiltra en los terrenos aluviales. Históricamente, el río

volvía a presentar agua en las proximidades de Villena debido a los aportes de manantiales relacionados con los acuíferos de Solana y Jumilla-Villena, pero hoy los manantiales están secos por la explotación intensiva de los acuíferos. A partir de Villena, el río recibe los aportes de drenaje de áreas de cultivo de Villena, canalizados mayoritariamente por la acequia del Rey (realizada en el siglo XVII para desecar la laguna de Villena) y aguas abajo por diversas ramblas y aportes de aguas residuales de las poblaciones cercanas. En Novelda también recibe la descarga de varias surgencias salinas que se mezclan con las aguas del río, aumentando así su mineralización. Finalmente, el río termina al sur de Elx, en el azarbe de Dalt de Carrizales, que desde el Fondo de Elx recoge también los drenajes del Camp d'Elx y los canaliza hasta el mar atravesando las salinas de Santa Pola.

La precipitación anual en el Alto y Medio Vinalopó varía entre 280 y 700 mm/a, algo mayor en el Medio Vinalopó que en el Alto Vinalopó (Murillo *et al.*, 2009). La precipitación aporta 340 hm^3/a de promedio (entre 190 y 600 hm^3/a), con un coeficiente de variación de los valores anuales de 0,28. Descontando la evapotranspiración potencial, hay una precipitación útil (agua superficial y subterránea) media de 107 hm^3/a. La temperatura media anual de 13,5 °C en 1910 ha aumentado hasta 15,2 °C en 1990 (Murillo *et al.*, 2009).

Los acuíferos del Alto y Medio Vinalopó son de mediana a pequeña extensión, pero muy productivos, en buena parte carbonatados y con gran potencia, con una compleja disposición a causa de la intensa tectonización.

El Servicio Geológico de Obras Públicas y el Instituto Geológico y Minero de España definieron nueve unidades hidrogeológicas (UH) en relación con el área del Vinalopó y dos en las del entorno. A efectos administrativos derivados de la aplicación de la legislación y de la Directiva Marco del Agua europea, en 2005 se definieron catorce masas de agua subterránea (MASb) a partir de esas UH y veinticinco MASb en lo que se ha definido como sistema de explotación Vinalopó-L'Alacantí. Parte de los acuíferos son unidades compartidas con las cuencas situadas al este, dentro de la propia Demarcación Hidrográfica del Júcar, y otros, los más importantes, con la Demarcación Hidrográfica del Segura (Murillo, 2021; MASE, 2015). Los acuíferos situados en el sector NE aportan agua subterránea a los ríos Serpis y Júcar.

Una importante singularidad del área es la ya señalada de que parte de los acuíferos, principalmente los carbonatados, se extienden más allá de los límites de la cuenca del Vinalopó, por el este, dentro del mismo ámbito de planificación hidrológica del Júcar, y por el oeste, en el ámbito de planificación del Segura, donde se aplican normas diferentes. Todos ellos son acuíferos intensamente explotados y con consumo de reservas (minería del agua subterránea). Esta situación entre las cuencas del Segura y del Júcar ha sido estudiada en detalle por encomienda de la Dirección General del Agua estatal al IGME (Murillo Díaz, 2021), con ayuda del programa RENATA (IGME-DPA, 2012; RAEMIA, 2019), que simula el flujo y calcula la recarga por precipitación y retornos de riego. El estudio se ha hecho considerando la situación inicial, como referencia, y la que corresponde al estado de explotación del momento, para obtener un valor dinámico, cambiante con el tiempo.

Los acuíferos compartidos entre las Demarcaciones Hidrográficas del Júcar y del Segura en el Alto y Medio Vinalopó-Altiplano murciano, sin considerar la Vega Media y Baja del Segura-Bajo Vinalopó, son (figura 14.2):

1. Sierra de la Oliva (Segura y Júcar), acuíferos del Mesozoico y del Mioceno.
2. Jumilla-Yecla (Segura)-Castellar (Júcar), acuíferos carbonatados y detríticos.
3. Serral-Salines (Segura)-Serra de Salines (Júcar), acuíferos carbonatados.
4. Quibas (Segura)-Serra del Reclot-Serra d'Argallet (Júcar), acuíferos carbonatados prebéticos y subbéticos.
5. Serra de Crevillent (Segura)-Serra de Crevillent (Júcar), acuíferos carbonatados y detríticos.



Figura 14.2. Localización de las MASb CH de Jumilla-Yecla-Castellar, Serral-Salinas, Sierra de la Oliva, Sierra de Crevillente, Quibas y Vega Media y Baja del Segura-Bajo Vinalopó dentro de los sistemas de explotación de las Demarcaciones Hidrográficas del Júcar y el Segura, según PHS (2015) y PHJ (2015)

Nota: figura tomada de Murillo Díaz (2021).

En cada uno de esos acuíferos se evalúan la disminución de reservas de agua subterránea y el tiempo estimado de recuperación tras el cese de la explotación (tabla 14.2).

Tabla 14.2. Evaluación de la disminución de reservas de agua subterránea (minería del agua subterránea) y tiempo estimado de recuperación tras el cese de la explotación en los acuíferos compartidos entre las cuencas del Segura y del Júcar (Murillo Díaz, 2021)

Acuífero compartido	Disminución de reservas, hm^3	Tiempo de recuperación, años
Sierra de la Oliva	71	11
Jumilla-Yecla-Castellar	1300	124
Serral-Salinas	486	103
Quibas-Serra Resclot-Serra Argallet	316	35
Sierra de Crevillente	360	50

El número de manantiales y rezumes de agua subterránea existentes es relativamente pequeño, en fuerte contraste con el sector NE de la cabecera del río Serpis, debido en parte a la karstificación de las formaciones carbonatadas (Aguilera y Murillo, 2006; Andreu Rodes *et al.*, 2004, 2011; Touhami *et al.*, 2013), a la mayor aridez climática y a que las escasas descargas que existieron, principalmente al río Vinalopó, hoy se han secado por la intensiva explotación de las aguas subterráneas.

Las aguas subterráneas del Alto Vinalopó son de buena calidad, predominantemente bicarbonatadas cálcicas, excepto en los sistemas acuíferos de Jumilla-Villena, Serral-Salinas y Peñarrubia, en los que además hay facies cloruradas o sulfatadas. Por el contrario, los acuíferos del Medio Vinalopó tienen aguas de calidades más deficientes, generalmente relacionadas con el proceso de salinización evaporítica por la explotación intensiva. Uno de los ejemplos más significativos ha sido el acuífero de Crevillente, donde numerosas captaciones debieron abandonarse por la elevada mineralización de sus aguas (Pulido-Bosch *et al.*, 1995; Andreu *et al.*, 2008). En el lado E del Medio Vinalopó, las aguas son salobres, cloruradas sódicas, como en la sierra del Cid (Andreu *et al.*, 2010). Con objeto de cubrir la demanda de abastecimiento, alguna localidad dispone de una planta de desalobración, como es el caso de Hondón de los Frailes, que capta el agua del acuífero de Crevillente. En otros casos, como en el acuífero de Jumilla-Villena, se ha procedido a sustituir y reubicar pozos para paliar la pérdida de calidad de las aguas de los acuíferos de Quibas y Peñarrubia, que deben ser mezcladas para su utilización urbana.

En partes de los acuíferos de Quibas y Argallet se observan problemas de exceso de contenido en NO_3, indicativos de cierta contaminación agrícola (Sevilla *et al.*, 2010; https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/cuenca/redesdecontrol/calidadenaguassubterraneas/docsdescarga/Masa_agua_30414.pdf; https://www.chsegura.es/static/plan-15-21/anejo12/070.030_Sierra_del_Argallet.pdf), aunque el problema de contaminación agrícola debe ser realmente más extenso y se irá manifestado a medida que los excedentes de riego tengan tiempo para el tránsito por los potentes medios no saturados, con una recarga total pequeña. La moderada contaminación observada es en parte debida a que el riego se realiza en lugares distintos a los de extracción, a los que se lleva el agua.

14.2.
Estado de la explotación y uso del agua subterránea

Los recursos de agua de la cuenca del Vinalopó quedan expuestos con cierto detalle en el plan hidrológico del segundo ciclo (PHJ, 2014), y recientemente han sido actualizados para el tercer ciclo de planificación (2022-2027). Asimismo, tal como se ha expuesto anteriormente, se ha estado trabajando en la evaluación de recursos en los acuíferos compartidos (Murillo Díaz *et al.*, 2021).

Para el sistema de explotación de agua Vinalopó-L'Alacantí, que además de la cuenca del Vinalopó incluye los recursos del río Monnegre y de la rambla del Rambutxar, las extracciones actuales medidas con contador varían en torno a 100 hm^3/año, entre 85 y 110 hm^3/año, con un total de 69 hm^3/a para agricultura y 40 hm^3/a para abastecimiento urbano e industrial, a los que se suma el aporte externo al Bajo Vinalopó de 50 hm^3/año de la Mancomunidad de Canales del Taibilla. Los valores varían de un año a otro. Según el PHJ (2014), los derechos de aguas subterráneas suman 197 hm^3/a, de los que se extraen 113 hm^3/a. Los recursos renovables se evalúan en 48 hm^3/a después de descontar los requisitos ecológicos. Para responder al exceso de explotación (López Ortiz y Melgarejo, 2010) se han construido la conducción de trasvase Júcar-Vinalopó y sus embalses asociados y la conexión a la planta desalinizadora de agua de mar de Mutxamel que, con capacidad nominal de 18 hm^3/a, tiene previsto destinar 7 hm^3/a a sustituir bombeos en la cuenca del Vinalopó y el resto a nuevos desarrollos urbanísticos. La reutilización podría alcanzar 40 hm^3/a. La aportación máxima total prevista es de 80 hm^3/a, y el valor real depende de las disponibilidades. Con el trasvase operativo resulta un déficit mínimo de 52 hm^3/a respecto a los derechos

de agua subterránea reconocidos. Si se mantuviese la explotación real actual, la aportación externa compensaría a grandes rasgos el exceso de extracción de los recursos renovables, que en buena parte es minería de agua subterránea, pero dejaría poco margen a la recuperación de las reservas.

De los 61 hm^3/a de agua subterránea extraídos en el Alto Vinalopó, 5 hm^3/a son para uso privado, 6 hm^3/a son para abastecimiento urbano, 20 hm^3/a son distribuidos por Aguas Municipalizadas de Alicante (irregular), 14 hm^3/a son distribuidos por la Sociedad del Canal de la Huerta de Alicante y 16 hm^3/a son distribuidos por el Ajuntament d'Elx. Se riegan entre 5000 y 10.000 ha, dependiendo del año, con un uso de agua de casi 20 hm^3/a de los aproximadamente 30 hm^3/a demandados.

En el Medio Vinalopó se riegan 20.000 ha de las 30.000 ha regables, utilizando 40 hm^3/a de los aproximadamente 50 hm^3/a demandados, más una extracción de 17 hm^3/a para abastecimiento humano. Según Sevilla *et al.* (2010), la superficie de riego es de 24.000 ha, de las que 15.000 tienen agua suficiente y el resto no. La superficie regada está en recesión y actualmente es de unas 10.000 ha. En algunos lugares, hasta el 30% del agua usada para riego es agua urbana regenerada.

Las 30.000 ha regadas en el conjunto del Alto y Medio Vinalopó demandan 82 hm^3/a de agua, que se convierten en 105 hm^3/a al incluir la parte ambiental que mantener. Actualmente hay más de 200 balsas de riego con una capacidad de almacenamiento total de 20 hm^3, que incluyen algunas represas en el río Vinalopó aguas arriba de Elda y de Elx.

Para analizar el comportamiento hidrológico del conjunto se realizó un sencillo modelo matemático de explotación (Murillo *et al.*, 2009). En el conjunto Alto y Medio Vinalopó, la mayor extracción de agua subterránea se produce en el Alto Vinalopó, mientras que la mayor demanda agrícola tiene lugar en el Medio Vinalopó. Esto supone un trasvase interno de agua subterránea extraída que no todos aceptan bien y que requiere gestión del conjunto de recursos de agua y gobernanza.

En 1959, en la comarca agraria del Vinalopó existían 90 pozos, 545 en 1970 y 1400 en 1985 (Sevilla *et al.*, 2010), de los que 390 están en el Alto Vinalopó, 280 en el Medio Vinalopó y otros 730 fuera del área considerada. El número de pozos operativos en el Alto y Medio Vinalopó es de 290, y la mayoría de ellos dispone de contador de agua. Para un total de 193 hm^3/a concedidos se usan 113 hm^3/a, con unos recursos (recarga) de 59 hm^3/a según la simulación realizada para la CHJ, de los que se consideran extraíbles 48 hm^3/a tras descontar las restricciones ambientales.

Como consecuencia de las extracciones en los acuíferos con explotación más intensiva, se ha producido un continuado descenso de niveles (Bru Ronda, 1993). En 2012, en el Alto y Medio Vinalopó se calculaban unas reservas de 3300 hm^3, con una recarga de los acuíferos en estado de explotación de 43 hm^3/a y unas extracciones de 66 hm^3/a, según datos redondeados y condensados de la elaboración realizada por la Diputació Provincial d'Alacant.

En el Alto y Medio Vinalopó continúa la explotación de agua subterránea sin que por el momento se haya agotado ninguno de los acuíferos que no sea de muy pequeñas dimensiones. La minería de agua subterránea se evalúa en 42 hm^3/a. No obstante, otros estudios han estimado que esta minería podría haber disminuido con el paso del tiempo y situarse en torno a 25 hm^3/año (Fernández-Mejuto *et al.*, 2019, 2021).

La construcción del trasvase Júcar-Vinalopó ha estado relacionada con la necesidad de conseguir el buen estado de los acuíferos, de acuerdo con la DMA, el descenso continuado de niveles del agua subterránea, el incremento de los costes de extracción del agua subterránea y la pérdida de calidad. La capacidad máxima de transporte de agua de la conducción de trasvase es de 80 hm^3/año. Se estima un déficit residual de demanda de agua no cubierto de 20 hm^3/año (Andreu *et al.*, 2004).

En el Alto Vinalopó, los propietarios de pozos con concesión o derechos de explotación de agua subterránea no siempre coinciden con los usuarios de agua, que son ayuntamientos, asociaciones agrícolas, empresas de abastecimientos municipales y usuarios privados.

14.3.
Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea

Hay varias sociedades gestoras del agua. La más importante es la Junta Central de Usuarios del Vinalopó y L'Alacantí, formada en 2003 para la gestión del trasvase Júcar-Vinalopó, que entonces estaba en proyecto, y que integra a la mayoría de los usuarios que captan aguas subterráneas, como la Sociedad del Canal de la Huerta de Alicante, creada en 1907, Aguas Municipalizadas de Alicante y el Consorcio de la Marina Baja, que reúne a ayuntamientos y la Diputación de Alicante. La Comunidad General de Usuarios del Alto Vinalopó agrupa a la mayor parte de extractores de agua subterránea del área y regula el destino del agua extraída según ponderaciones acordadas: 1,00 para riego en el propio Alto Vinalopó, 1,46 para el riego en el Medio Vinalopó y 2,97 para agua destinada a abastecimiento. Además, puede decidir qué captaciones han de funcionar en un momento dado y con qué caudal. Lo que comenzó siendo una asociación privada de entidades abastecidas con pozos del Instituto de Reforma y Desarrollo Agrario (IRYDA) en la comarca, es actualmente una corporación de derecho público (secundaria) que, además de asesorar y defender los intereses de sus socios (entidades de riego, particulares y ayuntamientos), gestiona veintidós pozos en la comarca del Alto Vinalopó en cuatro MASb (Jumilla-Villena, Serral-Salinas, Villena-Benejama y Peñarrubia). Mide niveles de agua, gestiona el suministro de energía, vigila y controla a modo de comunidad de usuarios tecnificada, decide qué pozos extraen y cuánto, y gestiona los pozos directamente.

La buena capacidad asociativa está afectada por las tensiones entre el Alto Vinalopó (excedentario en agua) y el Medio Vinalopó (requiere agua), y por un exceso de politización que es fuente de desconfianza entre los usuarios. La transferencia de agua del Alto al Medio Vinalopó supone ventas y compras de agua entre particulares, en general entre sus organizaciones, pero no considera compensaciones económicas territoriales.

El déficit en todas las MASb, menos en tres de ellas, significa un consumo de reservas de agua en el acuífero que es especialmente acusado en el conjunto Sierra Cuchillo-Moratilla/Serra Lácera/Villena-Beneixama, en el Alto Vinalopó, en el NW, y en Serral-Salinas y Serra de Crevillent, en el W, en el Alto y Medio Vinalopó y, en general, en los acuíferos compartidos con la Demarcación Hidrográfica del Segura (Andreu Rodes *et al.*, 2004; IGME, 2007, 2010; IGME-DPA, 2006; Ruiz-Constán *et al.*, 2014; Martínez-Santos *et al.*, 2008).

Los planes hidrológicos de 2015 (PHJ, 2015; PHS, 2015) evalúan el estado de las aguas subterráneas por separado. La integración de las MASb CH no se ha concluido en la planificación hidrográfica del tercer ciclo. Se parte de una información que parece insuficiente y la valoración de la contaminación por nitratos actual puede esconder una tendencia al empeoramiento en el futuro por tránsito diferido por el medio no saturado. Existen MASb en buen estado y en mal estado cuantitativo y químico, con pocas de ellas en buen estado global.

14.4.
Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos

El equipo de estudio de los recursos de aguas subterráneas de la Diputació Provincial d'Alacant, con ayuda del IGME y apoyo de modelación numérica, elaboró gráficos para evaluar las reservas de agua

subterránea en función del nivel piezométrico de los diferentes acuíferos de la provincia de Alacant (Rodríguez *et al.*, 2012), incluyendo el Alto y Medio Vinalopó. Estos gráficos pueden tener incertidumbres importantes, en especial en las extrapolaciones, pero son de notable utilidad para la gestión anual de los abastecimientos y pueden ser actualizados a medida que la explotación progresa y se adquieren nuevos datos.

14.5. Agua subterránea en la gestión integrada de los recursos de agua y la seguridad hídrica

En el Alto y Medio Vinalopó dominan los recursos de aguas naturales subterráneos, explotados intensamente y con consumo de reservas, mientras que los recursos de aguas superficiales son poco significativos (Murillo *et al.*, 2010). En esta situación, tiene poco sentido la explotación integrada de los recursos de agua hasta la reciente llegada del trasvase Júcar-Vinalopó en su proyecto actual. En este caso, la incorporación de agua superficial y agua desalinizada del mar y la mala calidad en el lugar de origen del agua superficial dan lugar a la gestión integrada. Sin embargo, esta se realiza externamente y no en la cuenca y, por lo tanto, depende de organismos exteriores, mientras que los propios tienen sus funciones limitadas al uso eficaz y racional del agua y al cumplimiento de la normativa externa.

A pesar del alto estrés hídrico y gran valor económico del Alto y Medio Vinalopó y del Altiplano murciano —y de los muchos estudios de la economía regional—, apenas hay trabajos económicos de ayuda a la decisión para la gestión de aguas, y estos y sus resultados no se reflejan en los planes hidrológicos respectivos. Molina *et al.* (2011) analizaron diferentes alternativas de gestión del acuífero de Serral-Salinas como caso paradigmático de explotación intensiva de aguas subterráneas con consumo de reservas.

14.6. Evaluación de la gestión y la gobernanza en el contexto real

De acuerdo con lo expresado en el capítulo 6, en la tabla 14.3 se determinan el índice de estrés hídrico y la modulación que se deriva, y en la tabla 14.4 se evalúan la gestión y la gobernanza del agua subterránea.

Tabla 14.3. Determinación de un índice de estrés hídrico y correcciones que se derivan

Índices normalizados	Rango	Comentarios
Índice de explotación i = B/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5	B/R = 120/60 = 2,0
Índice de explotación ampliado i = (B + Di)/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5	(B + Di)/R = (60 + 0)/120 = 2,0
Índice de estrés hídrico i = (B + D i)/(R - V), de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5	(B + Di)/(R - V) = (60 + 0)/(120 - 60) = 1,0
Términos de modulación		
Afectación a la cantidad de agua de descarga utilizable	5	No queda agua de descarga
Afectación a calidad del agua de descarga utilizable	5	No queda agua de descarga
Efectos ecológicos	3	Moderado, con pocas manifestaciones iniciales

Índices normalizados	Rango	Comentarios
Afectación a la garantía del abastecimiento no agrícola	4	Riesgo de no cumplir sin aportes externos
Afectación a la garantía del abastecimiento agrícola	4	Encarecimiento y riesgo de escasez
Efectos geotécnicos negativos	2	Solo los de salinización por desplazamiento
Promedio de los términos, p	3,8	
Factor de corrección f = (9 - p)/4	1,3	
Índice de estrés hídrico corregido IEhc = f·(B + Di)/(R - V)	5,0	

Nota: valores entre 1 = nulo o no significativo y 5 = mucho. B = extracción; R = recarga; V = reserva anual usada. Valores 1 a > 5; si > 5 se anota como 5.

Tabla 12.4. Evaluación de la gestión y la gobernanza del agua subterránea

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1	**Criterios de conocimiento hidrogeológico básico**	**3,1 → 2,6**	
1.1	**Conocimiento de la cantidad de agua del sistema acuífero**	**3,2 → 2,7**	
1.1.1	Existencia de cartografía hidrogeológica y su soporte geológico	4	Existe, pero mejorable
1.1.2	Suficiente delimitación de las unidades hidrogeológicas y sistemas acuíferos	4	Mejorable, en especial en los acuíferos compartidos
1.1.3	Existencia de suficientes observaciones piezométricas espaciales y temporales	4	Mejorable por áreas
1.1.4	Elaboración periódica de la información hidrogeológica y del balance de agua	2	Sexenal en el plan; no localmente de forma pública
1.1.5	Existencia de modelos de flujo utilizables	2	Modelos de algunas áreas, en especial de acuíferos compartidos. No general
1.2	**Conocimiento de la calidad del agua del sistema acuífero**	**1,8 → 1,3**	
1.2.1	Existencia de cartografía de la calidad del agua y del riesgo de contaminación	2	Parcial
1.2.2	Existencia de suficientes y adecuadas observaciones de la calidad	3	Mejorable
1.2.3	Información sobre el estado hidrológico del suelo y del medio no saturado	1	Escasa
1.2.4	Existencia de modelos de calidad y transporte de masa utilizables	1	No disponibles, salvo muy locales
1.3	**Conocimiento del estado de los recursos de agua subterránea**	**4,4 → 3,9**	

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1.3.1	Buen conocimiento de las captaciones y perforaciones existentes	5	Inventario detallado
1.3.2	Buen conocimiento y determinación de las extracciones y drenajes	5	Pozos con contador
1.3.3	Buen conocimiento del uso del agua subterránea	5	Control detallado
1.3.4	Conocimiento del coste de extracción del agua subterránea	4	Lo calculan las comunidades
1.3.5	Observación y conocimiento de los resultados de la explotación	3	Pocos efectos actuales; los hubo en el pasado
2	**Criterios administrativos, legales y económico-sociales**	**3,2 → 2,3**	
2.1	**Aspectos administrativos**	**3,4 → 2,4**	
2.1.1	Buen sistema de inventario y registro de autorizaciones y permisos de extracción	5	Por las comunidades
2.1.2	Buen control y vigilancia de extracciones legales, ilegales y no autorizadas	4	Por las comunidades
2.1.3	Buena vigilancia de acciones potencialmente contaminantes	2	Sin detalle
2.1.4	Posibilidad de suficiente policía territorial	4	Por las comunidades
2.1.5	Administración del agua subterránea experta y suficientemente dotada	4	Mejorable localmente
2.1.6	Posibilidad de tasar las extracciones de agua subterránea de cualquier tipo	4	Parcialmente por las comunidades
2.1.7	Posibilidad de tasar acciones contaminantes para el acuífero	1	No abordada
2.2	**Aspectos legales**	**2,8 → 2,8**	
2.2.1	Suficiente consideración de las aguas subterráneas en la normativa legal	4	Mejorable
2.2.2	Sistema eficiente de resolución de conflictos por vía normativa	3	Lentitud
2.2.3	Existencia y aplicación eficaz de sanciones por incumplimiento o acciones ilegales	3	Mejorable y poco experimentada
2.2.4	Responsabilidad por abusos en la cantidad y calidad, actuales o pasados	1	No se considera
2.3	**Aspectos económico-sociales**	**3,5 → 2,5**	
2.3.1	Recuperación de costes derivados de la explotación del agua subterránea	4	No los indirectos
2.3.2	Adecuado uso de los ingresos por tasas en beneficio de los usuarios y del acuífero	4	Por las comunidades; poco en general
2.3.3	Existencia de acuerdos sociales entre usuarios y con la población	5	A través de las comunidades y de la Diputación

Clave	Tema	Valor	Comentarios
2.3.4	Suficiente financiación de la observación, estudios y elaboración de datos	4	Mejorable
2.3.5	Economía que no requiere subsidios directos e indirectos para el uso	2	Trasvase subsidiado
2.3.6	Disposición de los usuarios y la población al pago a cambio de mejoras o sostenibilidad	2	Poca disposición actual
3	**Criterios de gestión y buena gobernanza**	**4,1 → 3,1**	
3.1	**Aspectos en relación con la gestión del agua subterránea**	**3,7 → 2,7**	
3.1.1	Existencia de un organismo estatal responsable de la gestión	5	Confederación Hidrográfica del Júcar
3.1.2	Disponibilidad de recursos y medios económicos para la gestión y observación	4	Con las comunidades
3.1.3	Existencia de comunidades de usuarios que participan realmente en la gestión	3	Existen, pero administran las concesiones
3.1.4	Participación efectiva de los usuarios en la gestión, observación y control	5	A través de las comunidades
3.1.5	Consideración de las aguas subterráneas en la seguridad hídrica	4	En el plan hidrológico y planes provinciales
3.1.6	Consideración y práctica de la gestión integrada de recursos de agua	4	Mediante el plan hidrológico
3.1.7	Planes apropiados sostenibles para mitigar sequías con agua subterránea	3	En el plan hidrológico
3.1.8	Planificación hidrológica de la gestión infraestructural, efectos y financiación	4	En el plan hidrológico
3.1.9	Planificación hidrológica de la gestión no infraestructural, efectos e implantación	2	Poco abordado sin subvención
3.1.10	Planificación sin sobreconcesión de derechos de uso del agua subterránea	4	Es la actual tesitura; herencia del pasado
3.1.11	Gestión en el marco de restricciones acordadas con los usuarios	3	Acuerdos condicionados
3.2	**Aspectos de la gobernanza del agua subterránea**	**3,8 → 2,8**	
3.2.1	Participación de las instituciones de la sociedad civil	2	Escasa
3.2.2	Capacidad del organismo de gestión para coordinar con otras planificaciones	3	A través del plan hidrológico
3.2.3	Coordinación eficaz con el sector agrícola	4	A través de las comunidades
3.2.4	Planificación específica e integrada, compatible con la buena gobernanza	4	Mejorable
3.2.5	Fácil acceso y transparencia en la información	4	Mejorable

Clave	Tema	Valor	Comentarios
3.2.6	Elaboración de información para hacerla accesible y entendible a los no expertos	2	Mejorable
3.2.7	Existencia de un órgano independiente que evalúe los aspectos ético-morales	1	No existe
3.2.8	Consideración de la equidad territorial y temporal al acceso a los recursos de agua	5	En el plan hidrológico
3.2.9	Existencia de una institución para lograr y conservar la buena gobernanza	5	Existe en parte, localmente y con carácter general
3.2.9	Minimización de las interferencias políticas y de sindicatos	3	Interferencia política
	Índice de gobernanza	**3,5 → 2,7**	

Nota: los resultados se reúnen en la tabla 14.4.

Tabla 14.4. Resultados de las evaluaciones del estrés hídrico de la gestión y de la gobernanza del agua subterránea

Concepto	Evaluación	Comentarios
Índice de estrés hídrico corregido (IEhc)	5,0	Alto estrés hídrico de los acuíferos
Índice de gestión	3,7 → 2,7	Medio
Índice de gobernanza (Ig)	3,5 → 2,7	Media
Factor de corrección f = (9 - IEhc)/4	1,0 → 1,0	
Gobernanza corregida = f · Ig	3,5 → 2,7	Medio

Nota: valores entre 1 (nulo) y 5 (máximo).

14.7.
Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo

La presente situación de diferentes e importantes acuíferos compartidos con las cuencas colindantes, parte de las cuales son de otra Demarcación Hidrográfica, la del Segura, hace que las instituciones locales no constituyan entes suficientes para la gestión y gobernanza de las aguas subterráneas y deba disponerse de una institución especialmente concebida, participada por las dos demarcaciones hidrográficas en cuestión y por todos los municipios y comunidades de usuarios de agua y de agua subterránea existentes. Los acuerdos bilaterales entre las dos confederaciones hidrográficas, aun siendo necesarios, no son suficientes ni efectivos. Dicha institución, con estatutos claros y competencias bien definidas, debe poseer una oficina técnica y de estudio suficiente, con personal especializado y dotada presupuestariamente para realizar su labor, recolectar recursos económicos y poder contratar las ayudas que pueda necesitar en cada momento, a su cargo o participados. En cualquier caso, debe poder recuperar costes, incluyendo los indirectos y explicitando las subvenciones directas o indirectas que correspondan. Es importante disponer de una herramienta de simulación de la cantidad de agua subterránea y posiblemente también de la calidad (incluyendo el efecto diferido de los retornos de riego) y poder acceder a los modelos de ayuda a la toma de decisiones de las Demarcaciones Hidrográficas del Júcar y del Segura.

14.8.
Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza

La importancia de la existencia de acuíferos compartidos con las cuencas colindantes, tanto al este, dentro de la propia Demarcación Hidrográfica del Júcar, como al oeste, con la Demarcación Hidrográfica del Segura, es una situación clave para la gestión y gobernanza de las aguas subterráneas, ya que en este caso los acuíferos propios y los compartidos están intensamente explotados. Así, los balances de agua que tener en cuenta y, en su caso, la forma de repartirlos entre cuencas, están muy modificados respecto a la situación natural, no siempre bien conocida, y pueden cambiar sensiblemente según el estado de explotación debido a la dinámica del sistema y a las decisiones de gestión que se adopten. Todo ello requiere una institución especializada.

El estado general de las MASb y MASb CH es malo y necesita acciones especiales como las que se adoptaron dentro de la concepción del trasvase Júcar-Vinalopó. Dado que la recuperación de algunos de los acuíferos importantes requiere varias décadas, existe minería del agua subterránea a efectos prácticos. Esta es una situación no sustentable que afecta al abastecimiento de parte de la población, en cantidad y calidad, y que supone una insuficiente seguridad hídrica que requiere reducir los consumos de agua de la agricultura o la importación de agua. Pero esta importación es difícil en las condiciones de escasez de las áreas circundantes y costosa si procede de la zona costera, no solo por el coste en planta de la desalinización del agua del mar o el tratamiento y desalobración de aguas residuales, sino por el transporte hasta áreas relativamente altas.

Para un control de la contaminación por nitrato de origen agrícola no bastan las redes de observación en los acuíferos donde se capta el agua, situados con frecuencia fuera de las áreas cultivadas, y esta debe extenderse a las áreas donde se aplica. A la vista de la variabilidad de contenidos y de las condiciones territoriales, quizá haya que revisar el diseño de la red de muestreo y cómo se toman muestras en bombeo y, en general, para tener datos para una buena gobernanza, así como observar la zona no saturada en lugares apropiados.

14.9.
Referencias

Aguilera, H. y Murillo, J. M. (2006). Estimación de la recarga natural en cuatro acuíferos kársticos del Alto Vinalopó (Alicante) y relación con el cambio climático. *Boletín Geológico y Minero, 117 (núm. monográfico especial)*: 601-604.

Andreu, J., Pérez, M. A., Paredes, J. y Solera, A. (2004). Análisis participativo del conflicto hídrico del transvase Júcar-Vinalopó (España) mediante el uso de un Sistema de Soporte de Decisión. *Ingeniería del Agua, Tema B: Hidrología y Gestión del Agua*: 1-9. www.ingenieriadelagua.com/2004/JIA/.../BO-17rev.pdf

Andreu, J. M., García-Sánchez, E., Pulido-Bosch, A., Jorreto, S. y Francés, I. (2010). Influence of Triassic deposits on water quality of some karstic aquifer to the south of Alicante (Spain). *Estudios Geológicos, 66*(1). https://doi.org/10.3989/egeol.40150.098

Andreu, J. M., Pulido-Bosch, A., Llamas, M. R., Bru, C., Martínez-Santos, P., García-Sánchez, E. y Villacampa, L. (2008). Overexploitation and quality water in Crevillente aquifer (Alicante, SE Spain). *Water Pollution IX. WIT Transaction on Ecology and Environment, 111*: 75-84.

Andreu Rodes, J. M., Alcalá, F. J., Vallejos, A. y Pulido-Bosch, A. (2011). Recharge to mountainous carbonated aquifers in SE Spain: different approaches and new challenges. *Journal of Arid Environments, 75*: 1262-1270.

Andreu Rodes, J. M., Pulido Bosch, A., Rodríguez Estrella, T. y García Sánchez, E. (2004). Sobreexplotación de acuíferos kársticos. En: Investigaciones en sistemas k*ársticos* españoles. *Publicaciones del IGME, Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas, 12,* Madrid: 161-184.

Bru Ronda, C. (1993). *Sobreexplotación de acuíferos y planes de ordenación hidráulica en la cuenca del río Vinalopó, Alicante. Investigaciones Geográficas 11*. Instituto Universitario de Geografía de la Universidad de Alicante: 93-108. http://www.cervantesvirtual.com/servlet/SirveObras/02472798658247729976613/catalogo11/05%20inve.pdf

Diputación Alicante (2009). *Alternativas de gestión en el sistema de explotación Vinalopó-l'Alacantí.* http://issuu.com/diputacionalicante/docs/el_agua_en_alicante_1_vinalopo?e=6840191/5443585

Fernández-Mejuto, M., Andreu, J. M., García-Sánchez, E. y Palencia, R. (2019). Balance de recursos superficiales y subterráneos en la provincia de Alicante. *Canelobre, 70*: 70-83.

Fernández-Mejuto, M., Andreu, J. M., García-Sánchez, E. y Palencia, R. (2021). An assessment of groundwater recharge at a regional scale for sustainable resource management: Province of Alicante (SE Spain). *Water, 13*: 862. https://doi.org/10.3390/w13060862

IGME (2007). *Asistencia técnica para la delimitación física de los límites geológicos de los acuíferos de Crevillente y Quibas, en la provincia de Alicante, con vista a la realización de un modelo de flujo de los mismos*. IGME/Diputación de Alicante: 1-308.

IGME (2010). *Apoyo a la elaboración de los modelos matemáticos de flujo en los acuíferos de Crevillente y Quibas*. Instituto Geológico y Minero de España-Diputación de Alicante: 1-53.

IGME-DPA (2006). *Estudio del funcionamiento hidrogeológico y simulación numérica del flujo subterráneo en los acuíferos carbonatados de Solana y Jumilla Villena (Alicante y Murcia).* Instituto Geológico y Minero de España-Diputación Provincial de Alicante.

IGME-DPA (2012). *RENATA, recarga natural a los acuíferos. Manual del usuario.* Instituto Geológico y Minero de España y Diputación de Alicante: 1-80.

López Ortiz, I. y Melgarejo, P. (2010). El transvase Júcar-Vinalopó, una respuesta a la sobreexplotación de acuíferos. *Investigaciones Geográficas, 51*: 203-233.

Martínez-Santos, P., Andreu Rodes, J. M., Bru Ronda, C., Llamas, M. R., Pulido-Bosch, A. y De Stefano, L. (2008). An interdisciplinary assessment of groundwater mining in Crevillente, Spain. En: *The NGWA International Conference on Nonrenewable Ground Water Resouces: Sociotechnological Aspects of Nonrenewable Ground Water Resources: Half-Empty, Half-Full, Top-Bottom, Bottom-Up*. Portland, Oregon. http://ngwa.confex.com/ngwa/renew08/techprogram/P5116.HTM

MASE (2015). *Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España*. Preparado por E. Custodio para UPC y AQUALOGY-CETAQUA. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona. *e-book*: 1-487. http://hdl.handle.net/2117/111272

Molina, J. L., García-Aróstegui, J. L., Bromley, J. y Benavente, J. (2011). Integrated assessment of the European WFD implementation in extremely overexploited aquifers through participatory modelling. *Water Resources Management, 25*: 3343-3370.

Murillo, J. M., López-Geta, J. A. y Rodríguez Hernández, J. A. (2010). *Desarrollo sostenible, uso conjunto y gestión integral de recursos hídricos: estudios y actuaciones realizadas en la provincia de Alicante*. Instituto Geológico y Minero de España-Diputación de Alicante, Madrid: 1-401.

Murillo, J. M., Rodríguez Hernández, L., Fernández Mejuto, M. y Hernández Bravo, J. A. (eds.) (2009). *Alternativas de gestión en el sistema de explotación Vinalopó-l'Alcantí. El agua en Alicante*. Instituto Geológico y Minero de España/Diputación de Alicante: 1-126. http://issuu.com/diputacionalicante/docs/el_agua_en_alicante_1_vinalopo?e=6840191/54435

Murillo Díaz, J. M. (2021). Masas de agua subterránea compartidas entre diferentes ámbitos de planificación: singularidad administrativa o entidad hídrica con continuidad hidrogeológica. Aplicación en la divisoria Júcar-Segura. En: J. Melgarejo Moreno, I. López Ortiz y P. Fernández Aracil (eds.), *Inundaciones y sequías: análisis multidisciplinar para mitigar el impacto de los fenómenos climáticos extremos.* Orihuela: 997-1022. ISBN 978-84-1302-138-6.

PHJ (2014). *Plan Hidrológico de Cuenca de la Demarcación Hidrográfica del Júcar, ciclo 2009-2015.* Confederación Hidrográfica del Júcar, Valencia. http://www.chj.es/es–es/medioambiente/planificacionhidrologica/Paginas/Proyecto–Plan–Hidrologico–cuenca–2009-2015.aspx

PHJ (2022). *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Ciclo de planificación hidrológica 2022-2027. Memoria*. Confederación Hidrográfica del Júcar, Valencia: 1-374.

PHS (2015). *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura 2015/21: memoria.* Confederación Hidrográfica del Segura, Murcia: 1-762.

PHS (2022). *Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura (revisión de tercer ciclo: 2022-2027). Memoria*. Confederación Hidrográfica del Segura, Murcia: 1-335.

Pulido-Bosch, A., Morell, I. y Andreu Rodes, J. M. (1995). Hydrogeochemical effects of groundwater mining of the Sierra de Crevillente Aquifer (Alicante, Spain). *Environmental Geology, 26*: 232-239.

Rodríguez, L., Hernández, J. A., Lupiani, E., Bueso, S., Delgado, S., Fernández-Mejuto, M. y Maciá, C. (2012). *Viabilidad del aprovechamiento de acuíferos costeros de la provincia de Alicante en usos urbanos.* IV TIAC, Alicante, I: 607-617.

Ruiz-Constán, A., Marín-Lechado, C., Martos-Rosillo, S., Fernández-Leyva, C., García-Lobón, J. L., Pedrera, A. *et al.* (2014). Methodological procedure for evaluating storage reserves in carbonate aquifers subjected to groundwater mining: the Solana aquifer (Alicante, SE Spain). En: B. Andreo, F. Carrasco, J. J. Duran, P. Jiménez y J. W. La Moreaux (eds.), *Hydrogeological and environmental investigations in Karst Systems.* Environmental Earth Sciences-Springer: 255-262.

Sevilla, M., Torregrosa, T. y Moreno, L. (2010). Las aguas subterráneas y la "tragedia de los comunes en el Vinalopó" (Alicante, España). *Estudios de Economía Aplicada, 28*(2): 305-332.

15

Sistema acuífero de Medina del Campo



15.1.
Antecedentes y características generales de los acuíferos de Medina del Campo

Las características generales de la MASb de Medina del Campo (MASb MC) se muestran en la tabla 15.1.

Tabla 15.1. Características generales de la MASb de Medina del Campo (MASb MC)

Datos geográficos	Longitud 4°30'W-5°02'W	Latitud 40°29'N-41°29'N	Coord. Medina del Campo 4°54'W-41°18'N
	Rango de altitudes 1252-649 m	Altitud de Medina del Campo 725 m	Superficie 3700 km^2
Acuíferos	Tipos de acuíferos Libre en superficie Semiconfinado/confinado en profundidad	Formaciones dominantes Detríticas	N.º de MASb 1
Temperatura media °C en Medina del Campo	Rango anual medio 17,9-6,6	Media en Medina del Campo 12,2	Rango de medias mensuales en Medina del Campo 17,9-6,6
Precipitación media, mm/a	En áreas altas 800	En Medina del Campo 366	-
Términos del balance medio de agua, hm^3/a	Recarga por precipitación 160	Infiltración de ríos 54	Retornos de riego 30
	Recarga artificial 0	Recarga total R 244	
	Descarga natural interna y externa actual 0	Extracciones, B 244	Descarga inevitable, Di 0
	Consumo actual de reservas 0	Agua exportada 0	

Aporte de agua, hm³/a	Importada 0		Regenerada 0
Socioeconomía	Población 130.000	Renta per cápita (VAB) 22.300 euros	Actividad principal Agricultura
Instituciones	Autoridad del agua General: CHD Local: no hay	Asociaciones de usuarios Comunidades de regantes CR	Comunidades de aguas subterráneas 8 CR y otras en formación
Mercados de agua	Generales No hay	De aguas subterráneas No hay	Comercio informal No existe
Calidad del agua subterránea	Carbonatada cálcica	Componentes nocivos naturales, arsénico	
Contaminación del agua subterránea	Causas principales Agricultura	Contaminación por nitratos	

Nota: los datos del balance de agua son muy inciertos y tratan de reflejar la situación actual, muy distinta de la de hace algunas décadas. Los otros datos variables se refieren a la década de 2010.

La ubicación de la MASb Medina del Campo (MC) se muestra en la figura 15.1. Antiguamente se encontraba incluida en el Sistema Acuífero de Los Arenales junto con las MASb Tierra del Vino (colindante por el oeste) y Los Arenales (colindante por el este).

Administrativamente se ha definido una única MASb (400047 del PHC 2022-2027), cuyos límites son: al oeste, el río Mazores o Guareña; al norte, el río Duero; al este, el río Adaja; y al sur, la sierra de Gredos (fig. 15.1b). La MASb MC es parte de dos sistemas de explotación o unidades territoriales: Cega-Eresma-Adaja y Bajo Duero.

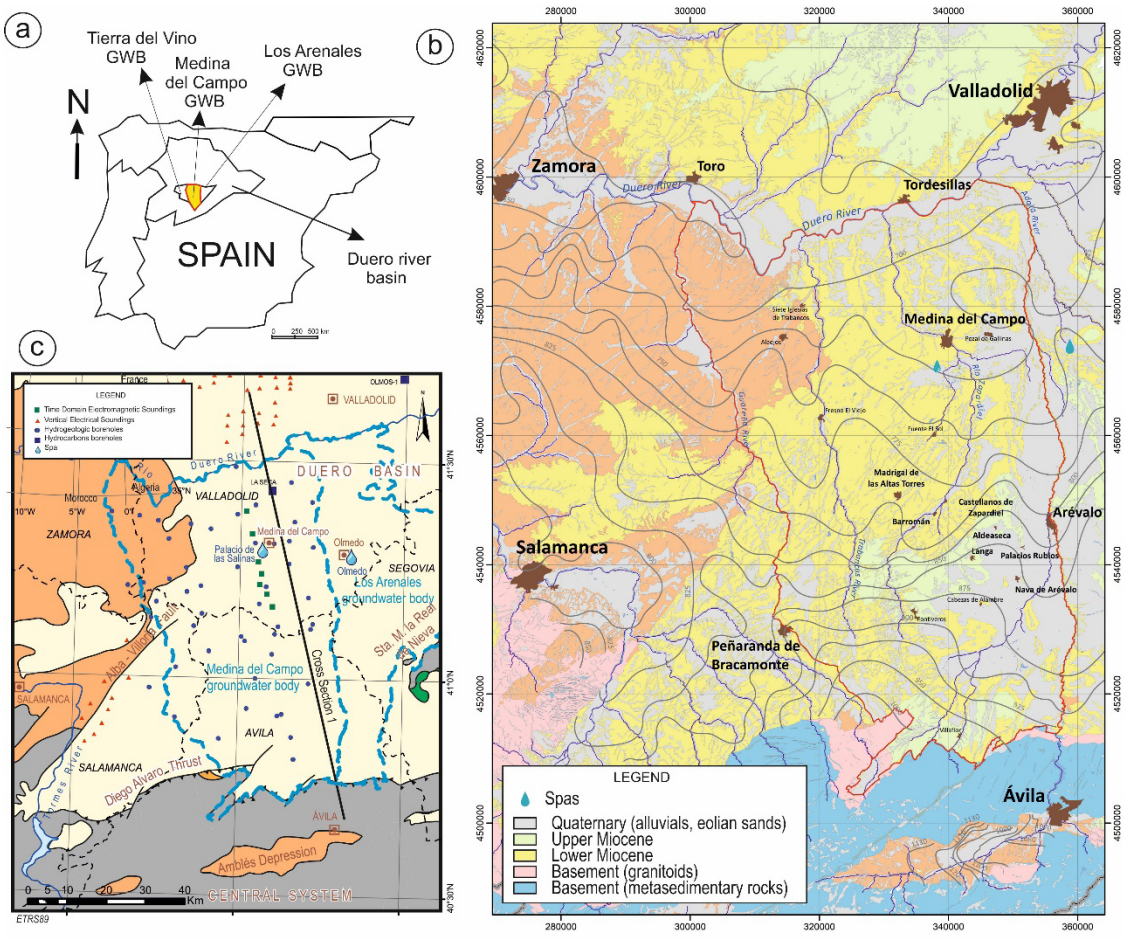


Figura 15.1. a) Localización de la MASb de Medina del Campo en la cuenca del Duero; b) isopiezas y sentido del flujo subterráneo. La zona de recarga es la sierra de Gredos; y c) datos geofísicos utilizados para la elaboración del modelo geológico 3D (Marín-Lechado et al., 2021c) y ubicación de los balnearios de Palacio de las Salinas y Olmedo, distantes entre sí 25 km (modificado de De la Hera-Portillo et al., 2021a)

Nota: en la región situada al norte de la ciudad de Ávila (La Moraña) se concentra el mayor número de extracciones.

La MASb MC consiste en un acuífero detrítico complejo multicapa, formado por una sucesión alternante de sedimentos terciarios-cuaternarios (Paleógeno-Mioceno-Cuaternario) detríticos gruesos (arenas y gravas) que se comportan como acuíferos, dentro de una matriz limo-arcillosa que, a su vez, se comporta como acuitardo. Desde el punto de vista hidrodinámico, el conjunto se trata como un acuífero multicapa, aunque en los primeros 50 m se ha identificado un comportamiento predominantemente de acuífero libre (materiales cuaternarios y niveles superiores del Mioceno), posiblemente debido a las conexiones hidráulicas entre los distintos tramos más transmisivos y a la interconexión mediante sondeos. A partir de los 50 m se comporta como un acuífero multicapa con tramos semiconfinados o confinados según las zonas, incluyendo al conjunto de materiales del Mioceno superior, Mioceno inferior y Paleógeno. Esto se ve reflejado en la evolución de los niveles piezométricos, que tienen mayor rango de fluctuación cuanto mayor es su nivel de confinamiento.

La geometría del acuífero se caracteriza por presentar un basamento ígneo-metamórfico varisco sobre el que se ha identificado un Cretácico superior detrítico-carbonatado (sondeo La Seca). Este zócalo se encuentra fracturado como consecuencia de la Orogenia Alpina, estructurándose en bloques con zonas

de distinto espesor de relleno sedimentario terciario. Se distinguen tres sectores bien diferenciados en la MASb MC: a) sector norte, con menor relleno sedimentario y materiales cretácicos en la base de las formaciones acuíferas, b) sector central, con el mayor espesor de relleno sedimentario y c) sector sur, el más próximo a la zona de recarga y con el basamento más somero.

La información piezométrica de esta MASb se extiende desde el año 1972 (figura 15.2).

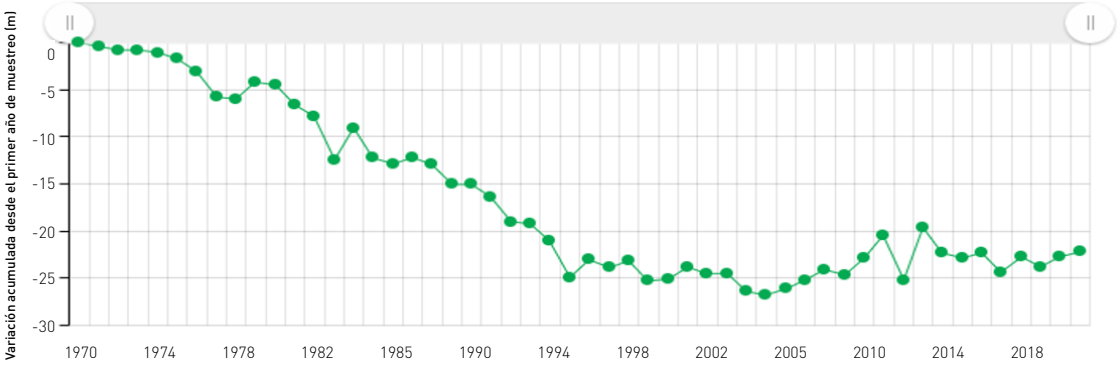


Figura 15.2. Evolución piezométrica en la MASb de Medina del Campo (modificado del Sistema de Información MIRAME-DUERO)

Los datos litoestratigráficos, basados en la interpretación de más de sesenta columnas litológicas de sondeos realizados dentro de los límites de la MASb MC, muestran un acuñamiento hacia el oeste de la unidad conocida como Facies Cuesta del Mioceno (por margas, yesos y, eventualmente, sedimentos detríticos hacia el suroeste), que actúa como acuitardo. Esta unidad, que constituye la base impermeable del acuífero cuaternario de Los Arenales, llega a desaparecer en la mitad occidental de la MASb MC, lo que significa que en la MASb MC no existen dos acuíferos superpuestos, como en la MASb colindante al este de Los Arenales, sino que todo el relleno terciario constituye un único acuífero, aunque multicapa, que confiere propiedades físicas y químicas propias a cada nivel acuífero específico en profundidad.

Al sur de Medina del Campo existen indicios que señalan la presencia de una falla, no cartografiada hasta la fecha (figura 15.1b), pero evidenciada por la morfología de los dos pequeños afluentes que recibe el río Zapardiel en ese tramo. Esta falla constituye la discontinuidad estructural que fuerza la salida al exterior de un flujo salino profundo de aguas cloruradas sódicas con elevada conductividad eléctrica. Esta franja de aguas cloruradas sódicas indica un antiguo lugar de descarga del acuífero regional localizado en el lugar conocido como Las Salinas, al sur de Medina del Campo (figuras 15.1c y 15.3). Desde el siglo XVII existe documentación que certifica la existencia de un manantial de aguas cloruradas sódicas en esa zona. Dicho manantial dio origen al Balneario Palacio de Las Salinas en el siglo XIX, que perdura hasta hoy. La extracción intensiva de aguas subterráneas en este acuífero ha podido ser la causa de que en dicho lugar el acuífero perdiera potencial hidráulico y decayese la descarga, la cual parece que cesó a finales de la década de los noventa (De la Hera-Portillo *et al.*, 2021a).

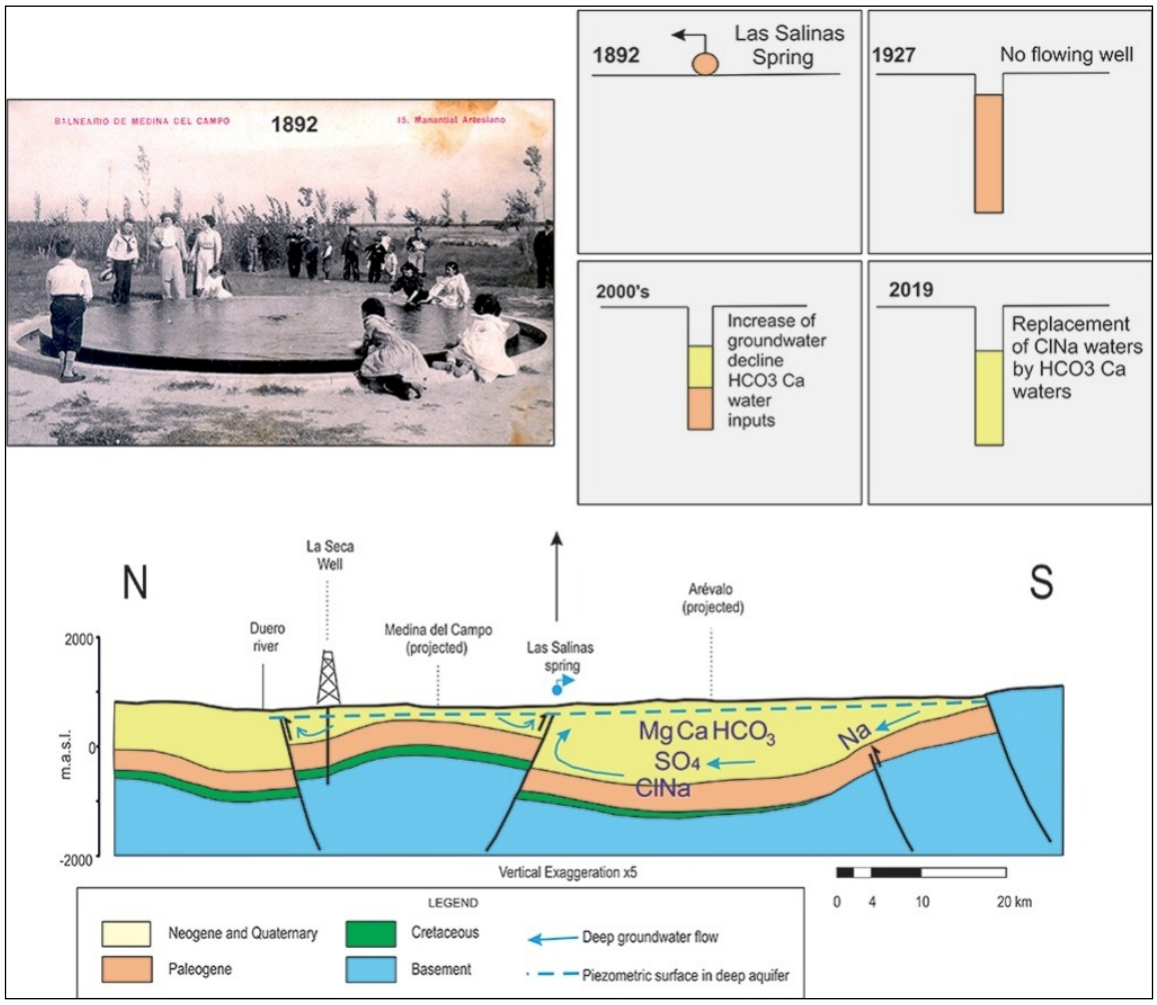


Figura 15.3. a) Fotografía del manantial de Las Salinas tomada en 1892; b) secuencia de evolución de la calidad química del agua del manantial de Las Salinas desde 1892 hasta 2019; y c) esquema geológico del funcionamiento de la MASb MC (modificado de De la Hera-Portillo et al., 2021a)

Los datos de los niveles piezométricos disponibles en ocho sondeos monitorizados por TRAGSATEC en el periodo 1993-2013, interpretados por De la Hera *et al.* (2021b), revelan que el sistema acuífero tiene una significativa sensibilidad a los bombeos, ya que la sustitución del uso de aguas subterráneas por aguas superficiales para riego en la zona de La Moraña afecta a los niveles de agua subterránea, con una recuperación tenue y progresiva que puede suponer una recuperación significativa si se toman medidas para la gestión a mayor escala (De la Hera-Portillo *et al.*, 2018).

En régimen natural, la descarga final de la recarga a los acuíferos era el río Duero. En la actualidad se desconoce qué porcentaje de la recarga alcanza a este río y la situación de los niveles piezométricos en el entorno del río Duero a su paso por el norte de la MASb de Medina del Campo. Por lo tanto, no se descarta que la situación actual sea de cauce efluente (ganador) por la margen derecha del río Duero e influente (perdedor) por la margen izquierda, lo que implicaría recarga a los acuíferos de Medina del Campo.

La Administración del Agua (PHC, 2015) mantiene una red de observación piezométrica y de la calidad/salinidad de la MASb de Medina del Campo que consta de unos 50 puntos, escasa para la importancia hidrogeológica del área y su complejidad y con puntos no adecuados en ciertos casos.

15.2.
Estado de la explotación y uso del agua subterránea

Desde la década de los sesenta, por iniciativa privada se ha desarrollado el aprovechamiento de las aguas subterráneas mediante bombeo para atender diversos usos, especialmente el regadío, que es una práctica generalizada en la cuenca del Duero. La explotación es particularmente intensa en la zona central, donde se ubica su gran acuífero detrítico (CHD, 2021b), anteriormente conocido como Sistema Acuífero de Los Arenales, dividido actualmente en tres MASb, de las que la de Medina del Campo es la central (figura 15.1b). A escala global se gestiona como un único acuífero. Sin embargo, a escala local se compone de un sistema multicapa complejo en el que los acuíferos superiores se encuentran colgados respecto al acuífero regional. La explotación se centra en el acuífero regional, mediante captaciones que alcanzan una media de 200 m de profundidad.

Las aguas subterráneas son el principal recurso natural de agua y el único en la MASb de Medina del Campo, por lo que están sometidas a una explotación muy intensiva que ha conducido a distintos problemas. Como consecuencia se ha producido un descenso del nivel piezométrico que afecta a los propios usuarios (dificultad y mayor coste en el acceso a los recursos), a los cursos fluviales ganadores y al régimen hídrico de algunas zonas húmedas hipogénicas. El índice de explotación actual de la MASb de Medina del Campo es de 1,55 (CHD, 2021b).

Desde finales de la década de los ochenta, el sistema acuífero ya comenzaba a mostrar señales de afectación y algunos grupos ecologistas alzaron la voz de alarma para denunciar el secado de algunos humedales (JCL, 1992). Los cuatro ríos que atraviesan la MASb de Medina del Campo de sur a norte, Guareña, Trabancos, Zapardiel y Adaja, han sufrido cambios importantes en su caudal desde la década de los cincuenta hasta la actualidad. El carácter estacional —con avenidas e inundaciones en los meses de invierno y cauces secos en los meses de verano— de los ríos Trabancos y Zapardiel ha dejado su cauce, particularmente el de este último, permanentemente seco, excepto en los años extraordinariamente húmedos, como 2018, en que volvió a llevar agua a lo largo de toda su longitud después de una década seco.

La evolución de la explotación fue progresiva desde la década de los setenta hasta el año 2005, en que los niveles alcanzaron cierto grado de estabilización (figura 15.2). A partir de 2010, un año húmedo, en el área de Arévalo, en los meses de invierno, se sustituyó el riego con aguas subterráneas por aguas superficiales procedentes del río Adaja. Se ha producido cierta recuperación de los niveles piezométricos, pero el problema de descensos persiste. Los volúmenes anuales de explotación, que son determinados desde 2011 por la CHD y duplican la tasa de recarga, se reparten mediante asignaciones a las distintas comunidades de regantes de aguas subterráneas existentes en la MASb de Medina del Campo.

Los aprovechamientos de aguas subterráneas inscritos y concedidos totalizan unos 1200 hm^3/año, aunque la estimación global de extracciones es de unos 800 hm^3/año. La MASb MC tiene un volumen autorizado de 272 hm^3/año para 5303 puntos de extracción. La diferencia observada entre volumen autorizado y extracciones indica la existencia de concesiones que están sin uso, lo que debería ser revisado (CHD, 2021b).

15.3.
Evolución histórica y estado actual de la gestión y gobernanza del agua subterránea

Desde 2017 se han gestado ocho comunidades de regantes de agua subterránea en esta MASb y actualmente su número también es de ocho (comunicación verbal de CHD). En el marco del proyecto europeo START4Water, que se desarrollará entre los años 2022-2026 a escala de toda la cuenca del Duero, se

pretende hacer un esfuerzo importante para llevar la información sobre el estado de la MASb a los usuarios de un modo entendible y visual.

En el marco del proyecto europeo NAIAD, el IGME ha desarrollado un modelo numérico para simular la evolución y eficiencia de los procesos de recarga inducida al acuífero regional mediante desembalses del río Adaja a lo largo del río Zapardiel. Este modelo conceptual se calibrará con los datos obtenidos en las actuaciones experimentales que se van a llevar a cabo en el marco del proyecto europeo LIFE-IP-Duero actualmente en ejecución. Estas accciones de recarga consistirán en desembalsar agua del embalse de Las Cogotas (río Adaja) en los meses en los que haya excedentes para conducirla, utilizando la infraestructura existente de canales de riego de la Comunidad de Regantes del Río Adaja, al cauce del río Zapardiel cruzando la llamada Charca de Narros.

En las últimas cinco décadas de explotación intensiva se ha producido un consumo anual variable, pero progresivo, de reservas del acuífero. En un estudio realizado por Plata (1996) en la región de Los Arenales se estima un tiempo de renovación natural superior a 1000 años.

En el plan hidrológico vigente (PHCMA, 2015) se identifica que la MASb de Medina del Campo es un área vulnerable a la contaminación por nitratos de origen agrícola y relaciona una serie de puntos que proteger, como humedales, manantiales y captaciones de abastecimiento. La MASb está en malas condiciones cuantitativas, químicas y globales. El mal estado cuantitativo responde al elevado índice de explotación y a los descensos piezométricos históricos acumulados, mientras que el mal estado químico se debe al contenido en compuestos nitrogenados. Se prevé que la situación de mal estado de las aguas subterráneas se extienda más allá del horizonte de 2027.

El plan hidrológico tiene previsiones especiales de utilización de las aguas subterráneas para paliar sequías.

En 1991, el IGME (1991) informó de la situación de sobreexplotación, recomendando disminuir el bombeo de los acuíferos y aumentar el uso de las aguas superficiales en determinadas áreas estratégicas. Los posibles aportes de agua a la MASb de Medina del Campo son las aguas residuales regeneradas, la mejora de la captación de escorrentías de tormenta y su distribución futura, así como mejoras para seguir aumentando la eficiencia de uso del agua y llevar a cabo la cementación y cierre de los sondeos mal proyectados, mal ejecutados y/o con problemas de envejecimiento que provocan la interconexión y contaminación de los acuíferos.

15.4.
Gobernanza de la cantidad y calidad del agua y la relación con otros recursos y aspectos

El uso intensivo del agua subterránea en la MASb MC no ha sido cuantificado durante décadas, lo que dificulta la buena gestión del acuífero. No se conoce bien en qué momento los ríos conectados con el acuífero comenzaron a verse afectados por los bombeos y cuándo se produjo la desconexión río-acuífero.

En los siglos pasados existían numerosos humedales (Mediavilla *et al.*, 2021), aunque con escaso conocimiento. En términos de superficie solo destacaban las lagunas de La Nava del Rey, en Carpio, y la de Lavajares, en Rágama-Horcajo de las Torres. Su merma no preocupó a los gestores del agua ni a la ciudadanía, pero hubo una reacción de grupos ecologistas ante las actuaciones de gestión.

Se está impulsando que muchos municipios instalen sus propias depuradoras de aguas residuales.

Para paliar el acusado descenso de niveles piezométricos en el acuífero, la CHD inició en la MASb MC un estudio teórico de recarga artificial con el IGME en el marco del proyecto europeo NAIAD (Nature Insurance Value: Assessment and Demonstration). Dicho estudio se materializó en un modelo de flujo basado en parámetros extraídos de la literatura, cuyos resultados no eran del todo coincidentes con los datos de respuesta observados y registrados por los piezómetros en el periodo 2010-2013 en la zona de La Moraña. En ese trabajo del IGME-CSIC en el proyecto LIDE-IP-Duero se determinó que la zona más adecuada para la implementación experimental de las actuaciones de recarga artificial era la zona del Zapardiel próxima al embalse de Las Cogotas, que sería el punto de descarga (Heredia *et al.*, 2021). Esta implementación constituye una de las actividades.

15.5.
Evaluación de la gestión y gobernanza en contexto real

De acuerdo con lo expresado en las secciones anteriores, en la tabla 15.2 se determinan el índice de estrés hídrico y la modulación que se deriva, y en la tabla 15.3 se evalúan la gestión y la gobernanza del agua subterránea.

Tabla 15.2. Determinación de un índice de estrés hídrico y correcciones que se derivan

Índices normalizados	Valor	Comentarios
Índice de explotación i = B/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5	B/R = 244/244 = 1; B/R = 1,55 según la propuesta del PHC (2022-2027) por intercambio lateral
Índice de explotación ampliado i = (B + Di)/R, de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5	(B + Di)/R = (244 + 0)/244 = 1
Índice de estrés hídrico i = (B + Di)/(R - V), de 0 a > 1 (= 1); valor normalizado = 1 + 4i	5	(B + Di)/(R - V) = (244 + 0)/(244 - 0) = 1
Términos de modulación		
Afectación a la cantidad de agua de descarga utilizable	5	No hay más agua de descarga que los bombeos para riego
Afectación a la calidad del agua de descarga utilizable	2	No hay más agua de descarga que los bombeos para riego
Efectos ecológicos	5	Afectación intensa a ecosistemas de ribera, a humedales y al propio acuífero
Afectación a la garantía del abastecimiento no agrícola	2	Utilización predominantemente agrícola
Afectación a la garantía del abastecimiento agrícola	3	Encarecimiento y riesgo de escasez
Efectos geotécnicos negativos	3	No conocidos
Promedio de los términos, p	3,3	
Factor de corrección f = (9 - p)/4	1,4	
Índice de estrés hídrico corregido IEhc = f·(B + Di)/(R - V)	5	

Nota: valores entre 1 = nulo o no significativo y 5 = mucho. B = extracción; R = recarga; V = reserva anual usada. Valores 1 a > 5; si > 5 se anota como 5.

Tabla 15.3. Evaluación de la gestión y la gobernanza del agua subterránea

Clave	Tema	Valor	Comentarios
1	**Criterios de conocimiento hidrogeológico básico**	**2,3 → 1,7**	
1.1	**Conocimiento de la cantidad de agua del sistema acuífero**	**2,8 → 2,3**	
1.1.1	Existencia de cartografía hidrogeológica y su soporte geológico	4	De detalle, aunque para complementar
1.1.2	Suficiente delimitación de las unidades hidrogeológicas y sistemas acuíferos	3	Pendiente de detallar unidades profundas (Cretácico)
1.1.3	Existencia de suficientes observaciones piezométricas espaciales y temporales	3	Mejorable; datos confusos. Piezómetros ranurados en más de un tramo interconectando niveles acuíferos
1.1.4	Elaboración periódica de la información hidrogeológica y del balance de agua	2	Lo hace el plan hidrológico sexenalmente, no de detalle
1.1.5	Existencia de modelos de flujo utilizables	2	Existe modelo, pero no disponible
1.2	**Conocimiento de la calidad del agua del sistema acuífero**	**1,5 → 1,0**	
1.2.1	Existencia de cartografía de calidad del agua y del riesgo de contaminación	1	Parece que no haya cartografía de calidad ni de riesgo de contaminación
1.2.2	Existencia de suficientes y adecuadas observaciones de la calidad	2	Escasa y no específica. Se necesitan datos selectivos en profundidad
1.2.3	Información sobre el estado hidrológico del suelo y del medio no saturado	1	No hay
1.2.4	Existencia de modelos de calidad y transporte de masa utilizables	2	Hay uno, pero no está disponible
1.3	**Conocimiento del estado de los recursos de agua subterránea**	**2,4 → 1,9**	
1.3.1	Buen conocimiento de las captaciones y perforaciones existentes	2	Inventario no actualizado y con escasos datos constructivos fiables
1.3.2	Buen conocimiento y determinación de las extracciones y drenajes	2	Solo parte de los pozos tiene contador
1.3.3	Buen conocimiento del uso del agua subterránea	4	Control local a través de las comunidades de regantes
1.3.4	Conocimiento del coste de extracción del agua subterránea	1	Solo datos generales de la cuenca
1.3.5	Observación y conocimiento de los resultados de la explotación	3	Vigilancia territorial por parte de la CHD
2	**Criterios administrativos, legales y económico-sociales**	**2,2 → 1,9**	
2.1	**Aspectos administrativos**	**2,4 → 1,9**	
2.1.1	Buen sistema de inventario y registro de autorizaciones y permisos de extracción	4	El de la CHD

Clave	Tema	Valor	Comentarios
2.1.2	Buen control y vigilancia de extracciones legales, ilegales y no autorizadas	3	Por la CHD
2.1.3	Buena vigilancia de acciones potencialmente contaminantes	3	Por la CHD
2.1.4	Posibilidad de suficiente policía territorial	2	Escasa
2.1.5	Administración del agua subterránea experta y suficientemente dotada	2	Escasa actualmente
2.1.6	Posibilidad de tasar las extracciones de agua subterránea de cualquier tipo	2	No hay soporte legal claro
2.1.7	Posibilidad de tasar acciones contaminantes para el acuífero	1	No abordado
2.2	**Aspectos legales**	**2,2 → 1,7**	
2.2.1	Suficiente consideración de las aguas subterráneas en la normativa legal	3	Mejorable
2.2.2	Sistema eficiente de resolución de conflictos por vía normativa	3	Lentitud
2.2.3	Existencia y aplicación de sanciones por incumplimiento o acciones ilegales	2	Trámites lentos. ¿Eficiencia?
2.2.4	Responsabilidad por abusos en la cantidad y calidad, actuales o pasados	1	No se considera
2.3	**Aspectos económico-sociales**	**2,0 → 2,0**	
2.3.1	Recuperación de costes derivados de la explotación del agua subterránea	3	Lo hacen los explotadores. No se consideran externalidades
2.3.2	Adecuado uso de los ingresos por tasas en beneficio de usuarios y del acuífero	1	Al menos no explicitado
2.3.3	Existencia de acuerdos sociales entre usuarios y con la población	2	Poco desarrollado
2.3.4	Suficiente financiación de la observación, estudios y elaboración de datos	2	Falta desarrollo
2.3.5	Economía que no requiere subsidios directos e indirectos para el uso	2	No explicitado
2.3.6	Disposición de los usuarios y la población al pago por mejoras o sostenibilidad	2	No estudiado
3	**Criterios de gestión y buena gobernanza**	**2,2 → 1,3**	
3.1	**Aspectos en relación con la gestión del agua subterránea**	**2,2 → 1,2**	
3.1.1	Existencia de un organismo estatal responsable de la gestión	5	CHD
3.1.2	Disponibilidad de recursos y medios económicos para la gestión y observación	2	CHD. Escasos
3.1.3	Existencia de comunidades de usuarios que participan realmente en la gestión	2	Existen como CR, pero no para la gestión

Clave	Tema	Valor	Comentarios
3.1.4	Participación efectiva de los usuarios en la gestión, observación y control	2	CR representadas en la Junta de Gobierno de la CHD, con voz, pero sin voto
3.1.5	Consideración de las aguas subterráneas en la seguridad hídrica	2	Poco desarrollada
3.1.6	Consideración y práctica de la gestión integrada de recursos de agua	2	En desarrollo, pero no implementada
3.1.7	Planes apropiados sostenibles para mitigar sequías con agua subterránea	3	A escala de la cuenca en general
3.1.8	Planificación hidrológica de la gestión infraestructural, efectos y financiación	2	En el PHC, pero no justificado en detalle
3.1.9	Planificación hidrológica de la gestión no infraestructural, efectos e implantación	2	Poco abordado
3.1.10	Planificación sin sobreconcesión de derechos de uso del agua subterránea	1	Sin resolver
3.1.11	Gestión en el marco de restricciones acordadas con los usuarios	1	No abordada
3.2	**Aspectos de la gobernanza del agua subterránea**	**2,3 → 1,3**	
3.2.1	Participación de las instituciones de la sociedad civil	2	Escasa actualmente
3.2.2	Capacidad del organismo de gestión para coordinar con otras planificaciones	2	A escala de cuenca y poco desarrollado
3.2.3	Coordinación eficaz con el sector agrícola	4	A través de las comunidades de regantes
3.2.4	Planificación específica e integrada, compatible con la buena gobernanza	2	Preliminar
3.2.5	Fácil acceso y transparencia en la información	2	Insuficiente y mejorable
3.2.6	Elaboración de información accesible y entendible por los no expertos	2	Jornadas para usuarios y la sociedad en general de toda la cuenca. No a escala de MASb. Insuficiente
3.2.7	Existencia de un órgano independiente que evalúe los aspectos ético-morales	1	No existe
3.2.8	Consideración de la equidad territorial y temporal en el acceso a los recursos de agua	3	En el plan hidrológico
3.2.9	Existencia de una institución para lograr y conservar la buena gobernanza	3	No con carácter local y sí general
3.2.10	Minimización de las interferencias políticas y de sindicatos	2	Hay influencias significativas
	Índice de gobernanza	**2,2 → 1,6**	

Nota: los resultados se reúnen en la tabla 15.4.

Tabla 15.4. Resultados de las evaluaciones del estrés hídrico de la gestión y de la gobernanza del agua subterránea

Concepto	Evaluación	Comentarios
Índice de estrés hídrico corregido (IEhc)	5,0	Alto estrés hídrico de los acuíferos
Índice de gestión	2,2 → 1,2	Medio-bajo
Índice de gobernanza (Ig)	2,2 → 1,6	Medio
Factor de corrección f = (9 - IEhc)/4	1,0	
Gobernanza corregida = f · Ig	2,9 → 1,6	Media

Nota: valores entre 1 (nulo) y 5 (máximo).

15.6.
Posibles líneas maestras de actuación para asegurar la sostenibilidad y buena gobernanza de los recursos de agua subterránea a largo plazo

No es realista alcanzar la situación que tenían los niveles piezométricos en régimen natural dado el nivel de desarrollo económico de la región. Debe decidirse una nueva situación de equilibrio, que requiere un control exhaustivo de los volúmenes de explotación ya iniciado por la CHD desde la última década.

Es esencial que los usuarios se organicen en comunidades de regantes que funcionen no solo como institución intermediaria entre la CHD y los usuarios, sino como entidades que proporcionen formación e información a los usuarios, de manera que se les capacite para comprender los problemas físicos, químicos y ambientales que tiene el acuífero, así como las medidas que se están aplicando y se aplicarán en el futuro para ir solventándolos. Estas comunidades han de participar en la gestión, o sea, ser verdaderas CUAS.

Se han de establecer modelos operativos de flujo y calidad del agua subterránea que sean regularmente manejados por la CHD y también por las comunidades de usuarios. No son suficientes los modelos de estudios temporales o tesis doctorales, como la dirigida por Manzano *et al.* (2021).

15.7.
Conclusiones sobre la gestión y la gobernanza

El conocimiento de las aguas subterráneas es la gran tarea pendiente en esta región. El agua subterránea es su primer activo económico, pero la atención que el ciudadano medio le presta es escasa y poco efectiva para cuidar su estado y favorecer una buena gestión. Por esta razón, todas las actividades de formación que puedan realizarse, en todos los ámbitos, son clave para avanzar en esa capacitación.

La CHD continúa trabajando en la implantación de medidas que permitan paliar el mal estado de la MASb de Medina del Campo. Sin embargo, si no se produce un ahorro real y efectivo en el uso del agua subterránea, se lograrán pocos avances en el control —y, especialmente, en la posible reducción— de las extracciones actuales.

Esta MASb ha experimentado cambios significativos en su funcionamiento hidrogeológico como consecuencia principalmente de la explotación intensiva de las aguas subterráneas para fines agrícolas. Las modificaciones del flujo natural han generado una inversión en el carácter de los ríos principales

(como, por ejemplo, el Zapardiel y el Trabancos), que pasan de ganadores a perdedores y han provocado la aparición de comportamientos erráticos en las observaciones de los puntos de las redes de control que reflejan tendencias complejas. Esto se debe más a la influencia antrópica que al comportamiento hidrogeológico del sistema, lo que dificulta la toma de decisiones referentes a la gestión de las aguas subterráneas basadas en las redes de control.

Existen términos del balance hídrico de la MASb que no están cuantificados y que, por lo tanto, dejan abiertas importantes incertidumbres respecto a la gestión de las aguas subterráneas. Entre estas incertidumbres se encuentran la estimación de la recarga, la transferencia subterránea desde la MASb colindante de Los Arenales o la transferencia a la MASb de Tierra del Vino.

15.8. Referencias

CHD (2022). Sistema de Información MIRAME-DUERO. https://mirame.chduero.es/DMADuero_09/index.faces

CHD (2021a). Plan Hidrológico 2022-2027 (propuesta). https://www.chduero.es/web/guest/plan-hidrologico-2022

CHD (2021b). Esquema provisional de temas importantes (EpTI) del tercer ciclo de planificación hidrológica 2021-2027. https://www.chduero.es/documents/20126/1213596/EPTI+tercer+ciclo_07_DH-Duero_version19012020.pdf/1f20907a-6056-f489-a324-ae02aff2f5f0?t=1579699889054 (consultado 06-09-2022).

De la Hera Portillo, A., López-Gutiérrez, J., Marín-Lechado, C., Martínez-Santos, P., Ruíz-Constán, A., Corral-Lledó, M. M. *et al.* (2021a). Integrating current and historical water chemistry data with long-term piezometric records to develop a regional-scale conceptual flow model: Las Salinas spring, Medina del Campo, Spain. *Journal of Hydrology, Regional Studies, 34,* 100781.

De la Hera Portillo, A., López-Gutiérrez, J. y Peña Corría, E. (2021b). Capítulo 1. Avances en el conocimiento de la masa de agua subterránea de Medina del Campo. En: B. Mayor, E. López-Gunn, C. Marcos y L. Vay (eds.), Proyecto NAIAD: *Evaluación del estado y simulación hidrogeológica del comportamiento del acuífero de Medina del Campo*. Confederación Hidrográfica del Duero: 9-14.

De la Hera Portillo, A., López-Gutiérrez, J., Rodríguez-Jiménez, E., Del Barrio Beato, V. y Orozco Cuenca, T. (2018). *Análisis de los datos piezométricos observados en la masa de agua subterránea de Medina del Campo: tendencias y valoración de su estado actual cuantitativo.* Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua, Coimbra (Portugal).

Heredia, J., Aguilera, H., Gómez-Escalonilla, V., Martínez-Santos, P., De la Orden, J. A. y López-Gutiérrez, J. (2021). Estudio de la recarga artificial del acuífero. En: B. Mayor, E. López-Gunn, C. Marcos y L. Vay (eds.), *Proyecto NAIAD: evaluación del estado y simulación hidrogeológica del comportamiento del acuífero de Medina del Campo*. Confederación Hidrográfica del Duero: 31-35.

IGME (1981). Posibilidades de la recarga artificial en España (capítulo 4). Cuenca del Duero. https://www.igme.es/igme/publica/libros2_TH/libro47/pdf/lib47/in_04.pdf

JCL (1992). *Curso de humedales de la Cuenca del Duero. Hábitats de descarga de aguas subterráneas en el acuífero de Los Arenales. Actuaciones para su protección.* Castillo de la Mota, Medina del Campo, 30-09-1991 a 04-10-1991. https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=501745

Manzano, M., Alcaraz, M., Borowiecka, M., Robles, V. y Faneca, M. (2021). Modelo numérico regional de flujo de agua subterránea y evaluación de algunos servicios ecosistémicos de las aguas subterráneas relevantes en la zona. En: B. Mayor, E. López-Gunn, C. Marcos y L. Vay (eds.), *Proyecto NAIAD: evaluación del estado y simulación hidrogeológica del comportamiento del acuífero de Medina del Campo.* Confederación Hidrográfica del Duero: 23-30.

Marín Lechado, C., López-Gutiérrez, J. C., Ruíz Constán, A., Rubio Sánchez-Aguililla, F. y De la Hera Portillo, A. (2021). Modelo geológico 3D. En: B. Mayor, E. López-Gunn, C. Marcos y L. Vay (eds.), *Proyecto NAIAD: evaluación del estado y simulación hidrogeológica del comportamiento del acuífero de Medina del Campo.* Confederación Hidrográfica del Duero: 15-21.

Mediavilla, R., Borruel-Abadía, V., López-Cilla, I., Galán, L. y Santisteban, J. I. (2021). Estudio de las relaciones entre los humedales superficiales y el acuífero: las Lagunas Reales. En: B. Mayor, E. López-Gunn, C. Marcos y L. Vay (eds.), *Proyecto NAIAD: evaluación del estado y simulación hidrogeológica del comportamiento del acuífero de Medina del Campo.* Confederación Hidrográfica del Duero: 37-43.

16

Resultados y **conclusiones generales relativas** a las **aguas subterráneas**



16.1.
Introducción

Los aspectos generales característicos de las aguas subterráneas y de los acuíferos se exponen en el capítulo 2, con definiciones de términos especializados en el capítulo 1. En el capítulo 3 se consideran los aspectos referentes a la gestión y las cuestiones sociales relacionadas. En el capítulo 4 se desarrollan el concepto de gobernanza y el de gobernanza del agua subterránea. Estos dos últimos capítulos contienen las diferentes definiciones correspondientes.

Según el *Diccionario de la Real Academia Española*, epígrafe 1.f, *gobernanza* es el "arte o manera de gobernar que se propone como objetivo el logro de un desarrollo económico, social e institucional duradero, promoviendo un sano equilibrio entre el Estado, la sociedad civil y el mercado de la economía". Así, el concepto puede entenderse como muy extenso en sus objetivos: duradero y equilibrado entre lo público y lo privado, si bien comúnmente se da gran preeminencia de lo público.

En el capítulo 5 se resumen las circunstancias de los recursos de agua subterránea más comunes en España. Con esta información, la de los capítulos precedentes y las diversas propuestas de valoración que se encuentran en la bibliografía, se propone un método de valoración y se indican las áreas piloto que se consideran.

16.2.
Síntesis de resultados

Los resultados y conclusiones generales que se exponen a continuación derivan de los conceptos básicos de los capítulos 1 a 4, de las consideraciones relativas a España del capítulo 5, de la metodología desarrollada en el capítulo 6 y sus detalles y, en especial, de los comentarios, tabulaciones y conclusiones de las áreas piloto seleccionadas de los capítulos 7 a 15.

Las principales características e índices calculados para las distintas áreas piloto se muestran en la tabla 16.1, con algunas aclaraciones al pie de la misma. Los valores hacen referencia a la situación hidrogeológica, los recursos de agua subterránea y su utilización. No se consideran aspectos ecológicos y administrativos que no se hayan incluido en las correspondientes tablas de evaluación de temas de las distintas áreas piloto.

Tabla 16.1. Resumen de los datos de características e índices de las distintas áreas piloto en relación con sus demarcaciones hidrográficas (DH)

Concepto	Baix Llobregat	C. Cartagena-Mar Menor	Campo Dalías	Bérchules	Tenerife	Gran Canaria	PNOMP	Vinalopó	Medina del Campo
Demarcación hidrográfica	CIC	Segura	CMA	CMA	CITF	CIGC	Ebro	Júcar-(Segura)	Duero
Superficie km²	16.438	19.025	17.952	17.962	2034	1560	85.634	42.756	98.400
Población miles	7097	1976	1305	1305	928	860	3193	5506	2205
Área piloto	costera	costera	costera	interior	insular	insular	interior	interior	interior
Superficie km²	156	1602	1037	68	2034	1560	157	1441	3700
Población miles	800	430	230	0,8	928	860	0,05	224	130
Actividad	S + I	A + T	A	MA + A + T	S	S	MA + (A)	A + S	A
% VAB[2] agricultura	1	37	22	?	2	2	0	← 3	
% ASb agricultura	5	90	70(a)	90(b)	45(c)	80(d)	50[4]	80	
N.º MASb	1	4	1	(1)	4	10	(1)	9 + 5c	1
τ, años[3]	4	10-20	10-20	0,5	20-30	20	0,02-3	10-30	
I. estrés hc	**5,0**	**5,0**	**5,0**	**2,0**[1]	**5,0**	**5,0**	**1,9**	**5,0**	**5,0**
I. gestión ASb	**4,3**	**1,7**	**1,7**	**2,9**	**2,7**	**2,3**	**3,0**	**3,2**	**1,7**
I. gob. ASb	3,5	1,9	1,7	2,8	2,6	2,3	2,9	3,1	1,9
I. gob. ASb corregido	**3,5**	**1,9**	**21,7**	**4,9**	**2,6**	**2,4**	**5,0**	**3,1**	**1,9**
Est. cuantitativo	M	M	M	(M)	M	B + (M)	B	M	M
Est. químico	M	M	B + M	(M)	B + (M)	M + (B)	B	M	M

Notas: valores aproximados y medias de los índices entre el valor medio y el corregido por sesgo, según se expone en la sección 6.4 del capítulo 6. Las áreas piloto son, según el orden de columnas: Baix Llobregat (Barcelona), Campo de Cartagena-Mar Menor (Murcia), Campo de Dalías (Almería), Sierra Nevada y cuenca del Bérchules (Granada), isla de Tenerife, isla de Gran Canaria, Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca), Alto y Medio Vinalopó (Alacant/Alicante) y acuíferos compartidos con la cuenca del Segura (Murcia) y MASb de Medina del Campo.

[1] Bajo índice de estrés hídrico anual, pero notable escasez estival, paliada con la recarga mediante careos.
[2] Contribución como sector primario; estas cifras aumentan notablemente si se incluye la contribución al sector terciario.
[3] τ = tiempo de renovación.
[4] El ganado vacuno no estabulado y sus abrevaderos son esenciales en la zona; incluye algunos cultivos junto al río Cinca.
Est. = estado de la MASb. M = malo; B = bueno.
I. gob = índice de gobernanza.
Actividad: A = agrícola; S = servicios; I = industria; T = turismo; MA = medioambiente.
VAB = valor (económico) añadido bruto.
ASb = recursos de agua subterránea:

- Se exporta agua para abastecimiento.
- Se trata principalmente de agua captada en el río y procedente de recarga natural y de careos.
- Una parte del agua subterránea captada es para abastecimiento.
- Gran parte del agua captada es para regar y el abastecimiento es con agua marina desalinizada.

Este resumen y sus conclusiones están enfocados a los recursos de agua subterránea y tienen en cuenta las relaciones con los recursos de aguas superficiales y con las aguas costeras, aunque en parte se consideran los recursos de agua en general, dadas las interrelaciones.

Para una actuación eficaz, hay que separar la **gestión** de las aguas subterráneas —la resolución de los problemas a corto plazo— de la **gobernanza** de dichas aguas en un contexto social a medio y largo plazo y de búsqueda de consensos entre todos los actuantes e implicados. Además, la gestión y planificación de las aguas subterráneas están encuadradas en la gestión y gobernanza generales de los recursos de agua a la escala apropiada y en relación con la gobernanza de otros aspectos vinculados, como la energía, la alimentación, el territorio y el empleo. Las soluciones han de ser apropiadas a cada situación. La integración de la gestión de los recursos de agua es un paso necesario no solo en cuanto a la cantidad, sino en cuanto a la calidad y teniendo en cuenta la coordinación y la actuación de las distintas instituciones y empresas implicadas, en especial en lo económico para las empresas y en lo político para las instituciones. Esto puede ser un reto dominante al que se presta poca atención pública y que debe potenciarse.

La importancia económica de la agricultura, como es bien conocido, es pequeña como sector primario y contribuye poco al empleo directo, pero se desconoce la magnitud de su contribución indirecta a la economía y al empleo dentro de los sectores de servicios y de industria, como empresas subsidiarias asociadas a la actividad agrícola. A lo dicho hay que sumar los beneficios que supone la actividad agrícola para el mantenimiento de la biodiversidad, el paisaje y el ambiente rural, el control de la extensión de la masa forestal, el equilibrio demográfico territorial (la España vaciada) y cierto equilibrio social, además de factores no medibles como la soberanía alimentaria y la calidad de los alimentos de proximidad. Esto atenúa la consideración negativa referente a la agricultura, a la que frecuentemente se alude, según la cual con un aporte económicamente escaso es el principal consumidor de agua y, en muchos casos, la principal causa tanto del mal estado cuantitativo de las aguas subterráneas como de su mal estado químico por aumento del contenido en nitratos, salinidad y presencia de plaguicidas en el agua subterránea y, consecuentemente, en las aguas superficiales de base y en las de algunos manantiales de rebose.

Las valoraciones relativas a la agricultura y al consumo de recursos de agua dulce que hasta el momento han sido aceptadas experimentan modificaciones por la incorporación de fuentes de agua industriales (desalinización de agua marina, desalobración, uso de aguas regeneradas), por lo menos en las áreas consideradas. Dichas fuentes en unos casos liberan agua subterránea para otros usos (utilización de agua regenerada para riego), disminuyendo así el porcentaje de agua subterránea destinada a la agricultura, y en otros casos logran que parte de las otras demandas se satisfagan con agua marina desalinizada, aumentando el porcentaje de agua subterránea disponible para la agricultura (caso de Gran Canaria).

16.3.
Comentarios a la síntesis de resultados

A pesar de los numerosos temas examinados y valorados —quizás excesivos—, no es posible que una cifra o unas pocas cifras constituyan una cuantificación suficientemente representativa para conformar un resultado sintético final de la compleja realidad de cada lugar y de su dinámica. Pueden aparecer paradojas en función del tiempo de renovación del agua del sistema acuífero o de aspectos de salinidad y químicos que no se consideran. Así, por ejemplo, se calcula un bajo estrés hídrico en la cuenca del Bérchules cuando al final del verano se produce un déficit hídrico que deja al río sin caudal en su salida, a pesar del aumento de recarga que produce el sistema de acequias de careo. Esto es debido principalmente a la concentración estival de la demanda de agua generada, sobre todo por las actividades agrarias, cuya planificación puede ir desacoplada de la cantidad de recurso disponible, y al corto tiempo

de residencia del agua, mucho menor de un año, aunque interanualmente no haya déficit. En este caso, el enfoque anual es de poco interés práctico para calificar el estado de la MASb.

Como es bien conocido, un índice de estrés hídrico alto se relaciona a grandes rasgos con un mal estado cuantitativo. Son excepciones la cuenca del Bérchules, que presenta un buen estado plurianual, aunque malo estacionalmente, sin que ello se refleje en el índice, como se ha dicho anteriormente, y el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, donde el buen estado plurianual no refleja tampoco cierto estrés moderado estacionalmente durante los meses de estiaje, que depende en buena medida de la tasa de recarga difusa del acuífero por infiltración de la fusión nival. Por otra parte, este estrés moderado estacionalmente durante los meses de estiaje, mayor que el anual, es común en aquellos sistemas donde la demanda estacional, especialmente en verano, es mucho mayor que durante el resto del año.

El índice de gestión es relativamente alto en el Baix Llobregat y también en el Alto y Medio Vinalopó cuando existe aporte del trasvase Júcar-Vinalopó. En los otros casos, dicho índice tiende a ser pequeño (gestión escasa o insuficiente) o se estima que hay pocas inversiones o no se aborda eficazmente la gestión no estructural. Falta información de detalle para poder discriminar las causas de una escasa gestión. La existencia de una comunidad de usuarios de aguas subterráneas que funcione correctamente mejora la gestión.

El índice de gobernanza es moderado en el Baix Llobregat y en el Alto y Medio Vinalopó. Es bajo en los otros casos, aunque al corregir según el índice de estrés hídrico mejora a un valor medio. Hay un bajo índice de gobernanza en el Campo de Cartagena-Mar Menor, Campo de Dalías y Tenerife. En el Campo de Cartagena-Mar Menor, el índice no refleja que se aporte más o menos agua mediante el trasvase Tajo-Segura, en el Campo de Dalías no considera que se requieren acciones para la sostenibilidad en cuanto a la calidad del agua por retornos de riego e intrusión marina y en Tenerife resulta de una gran descarga al mar inevitable y debida a la gran proporción de agua subterránea captada mediante galerías en medianías y cumbre. La supresión de algunos de los aspectos que se valoran para determinar el índice de gobernanza, como la consideración de la ética y moral en la explotación, el uso del agua subterránea y la compensación económica por afectaciones de actuaciones anteriores, que en las áreas piloto se evalúan siempre a su nivel mínimo, aumentaría el valor numérico del índice de gobernanza, pero se ha mantenido, ya que se estima que son aspectos necesarios que se deben incluir y que son parte esencial de la buena gobernanza. El índice de gobernanza es un valor comparable con otros si se ha calculado de la misma manera y su valor absoluto no es relevante.

El índice de gobernanza evaluado se refiere solo al agua subterránea y es indicativo aproximadamente de la situación cuando las aguas subterráneas dominan en el balance de agua del área, pero no cuando son importantes otras aportaciones. Así, la consideración conjunta del agua superficial y del agua subterránea, cuando es posible su complementariedad, cambia las evaluaciones, que pueden ser distintas según el año que se observe. Lo mismo puede decirse de los sistemas integrados de recursos de agua, tal como sucede en el Baix Llobregat y el Campo de Cartagena, así como en el Alto y Medio Vinalopó y, a escala muy local, en la cuenca del Bérchules.

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores, no es de esperar que haya correlación entre el estado de las MASb y los índices calculados, aunque una gestión y una gobernanza insuficientes suelen ir acompañadas de un mal estado cuantitativo. El estado químico depende además de otras circunstancias externas, entre las cuales la principal es el exceso de nitratos donde la actividad agrícola —y en especial el regadío— es importante, y esto está poco relacionado con la gobernanza tal como se ha definido, puesto que está sesgada hacia la cantidad. Algo similar sucede cuando la explotación intensiva de acuíferos de gran espesor o costeros produce una progresiva pérdida de calidad por salinización o movilización de aguas profundas que naturalmente tenían una baja tasa de renovación.

Tras la aplicación de la sección 6.4 del capítulo 6 a las nueve áreas piloto es posible apuntar líneas de mejora para futuros ejercicios. Una posibilidad de mejora consistiría en separar los aspectos que hacen referencia al área estudiada, a su escala, de los que consideran el encuadre de dicha área en un ámbito más extenso —a mayor escala— y que dependen de otras organizaciones con intereses más amplios y mayor relación intersectorial. En los de carácter hidrológico, conviene dar un tratamiento separado a los aspectos de cantidad, de calidad — separando salinidad de contenido en nitratos y otros— y medioambientales. En cuanto a la calidad, es importante determinar la tendencia evolutiva a medio plazo y la capacidad de actuación para modificarla. Para una mejor y más clara evaluación del estrés hídrico puede ser conveniente valorar el tiempo medio de renovación del agua en el sistema acuífero en cuestión o en una parte del mismo, si es posible obtener una evaluación simplificada de ese tiempo de renovación y su estacionalidad.

El posible cambio climático afecta a las evaluaciones, dado que a medio plazo deben considerarse valores medios distintos de los del pasado y que las decisiones de gestión que se adopten para mitigar efectos y para adaptarse suponen otras valoraciones de algunos de los aspectos evaluados.

16.4. Consideraciones adicionales temáticas

Aunque la determinación de un índice de gobernanza de las aguas subterráneas no sea cuantitativa sino solo indicativa, los análisis de datos y las evaluaciones expertas que se deben realizar permiten identificar situaciones más o menos comunes que favorecen o dificultan la buena gobernanza. Parte de ellas son obvias, previamente conocidas o tratadas en otros trabajos, pero pueden aparecer otras menos visibles. Seguidamente se procede a un intento de extracción de situaciones frecuentes a partir de la información relativa a las nueve áreas piloto y también, indirectamente, de otras áreas en las que hay estudios de detalle y son bien conocidas. Este intento tiene cierto grado de subjetividad.

A) Sobre el conocimiento

En las áreas piloto seleccionadas, los usuarios del agua tienen suficiente conocimiento de la existencia y gran importancia práctica de las aguas subterráneas en cuanto a su explotación y a los derechos referentes a las mismas y, al menos a grandes rasgos, al origen de este recurso. Sin embargo, a pesar del incremento del conocimiento sobre las aguas subterráneas y su papel en el sostenimiento tanto del conjunto de los recursos hídricos disponibles como del medioambiente que se ha producido en los ámbitos universitarios y de investigación, dicho conocimiento no ha calado ni en la Administración del agua ni en los usuarios en general, salvo excepciones. Más bien se aprecia una tendencia decreciente del interés por la observación, estudio y control de las aguas subterráneas, y en especial por lo que respecta a la calidad y a la consideración realista de los aspectos medioambientales.

El conocimiento del suelo y del medio no saturado por las autoridades y los planificadores del agua es frecuentemente muy pobre, al igual que por parte de muchos técnicos e investigadores, aun cuando es clave para cuantificar la recarga y la contaminación difusa. Es posible que muchas fincas agrícolas actuales tengan datos, pero no suelen tener en cuenta el efecto en la recarga, ni los datos son de acceso público. Entre las áreas piloto consideradas solo hay referencias a estudios publicados en el Campo de Cartagena. Hay estudios y recopilaciones sobre el agua en el suelo, pero se limitan al suelo edáfico, principalmente de campos de cultivo, y no por debajo del mismo.

Con carácter general, las aguas subterráneas no son visibles para la población no específicamente formada y tampoco para muchos gestores del agua, aunque los ciudadanos están cada vez mejor informados

y disponen de acceso a fuentes de conocimiento. La explotación de las aguas subterráneas se realiza en no pocas ocasiones a ciegas o como si fuesen ilimitadas en cantidad, se las considera bien protegidas en cuanto a la calidad y no hay conciencia de que existen y se producen externalidades que pueden ser preocupantes.

B) Sobre la evolución y utilización del agua subterránea

Hay tendencia a suponer que los sistemas son estáticos, es decir, que no evolucionan con el tiempo a menos que se produzcan cambios territoriales patentes. La realidad de los recursos de agua subterránea es que hay una evolución que es la suma de procesos naturales y antrópicos, y que frecuentemente esa evolución es lenta según el devenir de la actividad humana. Como la evolución puede pasar desapercibida al principio, se necesitan señales e incentivos para actuar, hacer sostenible el uso, corregir desviaciones y restañar daños. No suelen producirse actuaciones hasta que las señales se hacen patentes (sección 2.6 del capítulo 2), lo que requiere una apropiada observación que permita activar tempranamente las alarmas, antes de que progresen los posibles daños. Esta observación, la recuperación y tratamiento de los datos y su elaboración no sesgada para lograr que resulten entendibles para los no expertos es responsabilidad, en primer lugar, de la Administración del agua. Pero este aspecto rara vez se aborda en la planificación hidrológica, en la que domina el cumplir normas, y se le dedican pocos esfuerzos humanos y económicos.

En España, con la excepción parcial de Canarias, no se dispone de una reglamentación de construcción de pozos y captaciones de agua subterránea, ni respecto a su abandono, salvo algunas consideraciones referentes a temas de obra. Sin embargo, muchos países cuentan con esas normas y su aplicación contribuye a aumentar la protección de la calidad del agua subterránea, la durabilidad de las captaciones, la optimización de la extracción de agua y la protección de la salud y la vida de las personas. Dicha normativa, de la que se han hecho distintas propuestas de instrucciones técnicas y que ha sido reclamada reiteradamente por las asociaciones profesionales de aguas subterráneas desde hace décadas, no se ha promulgado y no se alude a su necesidad en los planes hidrológicos ni en la normativa en la que se apoyan. Esta normativa de construcción y clausura es necesaria para la gestión y buena gobernanza del agua subterránea.

C) Sobre la calidad del agua subterránea

El tratamiento muy simplificado que se hace en la sección 2.4 del capítulo 2 sobre la contaminación difusa de los acuíferos por nitratos en relación con la agricultura, en situaciones posibles en las nueve áreas piloto estudiadas, lleva a un amplio abanico de posibilidades. El agua de recarga, en su tránsito por el medio no saturado y considerando los retornos de riego, tiene contenidos medios de 20 a 5500 mg/L de NO_3 y un tiempo de tránsito (hasta que llega al acuífero freático) de 5 a más de 1000 años. En el acuífero, en función de la proporción de superficie afectada, estos valores se reducen, con factores entre 0,1 y 0,6, y las concentraciones crecen desde el valor inicial con tiempos característicos (tiempo en cambiar en un factor e = 2,7172) entre 3 y 750 años. Estos resultados muestran que las respuestas ante una acción de aplicación de fertilizante o de supresión del mismo pueden ser observables desde después de pocos años hasta siglos tras la ejecución de la acción. Pero esto raramente se considera en la planificación hidrológica, que tiende a ser estática. Y la visión estática puede ser irreal, con el corolario de adopción de medidas correctoras poco útiles y costosas y una sensación de impotencia ante algo que no se acaba de entender. Por otra parte, los posibles largos tiempos observados no favorecen la implicación política y reclaman presión por parte de la sociedad civil, con el apoyo de los organismos científicos, para una gestión razonable y caminar hacia la buena gobernanza.

Con la alta ocupación agrícola del territorio, el clima y los suelos típicos en España, tanto la peninsular como la insular, es difícil que el contenido en nitrato sea inferior a 50 mg/L NO_3 en el agua subterránea (valor máximo admisible actualmente para el uso potable del agua) dadas las dosis de fertilizante que se aplican y la limitación a 170 kg/ha de N, tanto en regadío como en secano. Esta es una consideración importante en la práctica, que afecta incluso a áreas en las que la actividad agrícola es solo una pequeña aportación a la economía, pero supone el consumo de una proporción grande de los recursos de agua disponibles y una posible gran degradación de la calidad, actual o progresiva.

La actual calificación del estado químico de las aguas subterráneas de un acuífero o MASb determinado no es un valor estacionario y puede ir en aumento, aunque no varíe la actividad contaminante o incluso durante un tiempo tras la supresión o moratoria de esa actividad en muchos casos reales, lo que no lleva a una mejora rápida del estado químico del acuífero o MASb. Este estado puede incluso seguir empeorando durante algún tiempo debido al almacenamiento del nitrato en la zona no saturada y es algo característico de la actividad agraria.

Para la calificación del estado químico de una MASb se supone tácitamente que la red de observación es la adecuada, con puntos de muestreo representativos y muestreo bien realizado, y que los datos están siendo interpretados periódicamente. Pero con frecuencia no sucede así. Aunque no parece haber estudios al respecto, parte de la información sobre la calidad de las aguas subterráneas existente en España —y también la piezométrica— puede ser imprecisa e incluso errónea.

D) Sobre la gestión administrativa del agua subterránea

La posición de la Administración del agua respecto al agua subterránea es variable. En unos casos existe una clara implicación en la gestión y en otros no se acaba de reconocer que actualmente las aguas subterráneas no solo son un recurso importante y esencial, sino una fuente de problemas. La incorporación de las aguas subterráneas al dominio público en 1985 complicó la labor tradicional de esa Administración del agua, cuya función estrella eran las grandes obras. Además, las aguas subterráneas conllevan aspectos de calidad que no sabía —y en parte no sabe— cómo abordar por falta de observaciones, medios y personal especializado, así como por la existencia de relaciones difíciles con otras administraciones que ahora tienen relevancia.

Que en el campo de las aguas subterráneas haya frecuentemente numerosos actuantes complica la actuación de una Administración pública del agua no preparada para ese tipo de gestión. A esto se suma que no se requieran ni grandes obras ni grandes inversiones concentradas en el tiempo y en el espacio, lo que quita interés político y lucimiento personal, además de no ser lo que anteriormente se venía haciendo. Eso abre el discurso sobre si el interés político responde realmente al interés general o si su acción busca su propio beneficio, pero esto escapa a los objetivos del presente análisis. En cualquier caso, la falta de voluntad política explica parcialmente el escaso interés mostrado por las Administraciones del agua por las aguas subterráneas, en especial por parte de las administraciones con escasa tradición de uso público de los acuíferos, aunque el uso privado haya sido y sea importante.

En buena medida, salvando excepciones, las Administraciones del agua tratan de limitar su acción al cumplimiento —quizás en ocasiones a regañadientes— de lo que está regulado. Ya no cabe aducir ignorancia sobre las aguas subterráneas tras los estudios pioneros realizados por el SGOP y el IGME, así como por otros organismos universitarios de estudio y, en especial, tras la realización de la planificación hidrológica preliminar y de las tres fases establecidas en la DMA. Parte de la Administración del agua española carece todavía de una consideración de las aguas subterráneas realista y libre de sesgos.

La consecución del buen estado cuantitativo y químico de las MASb es un requisito legal en España derivado del texto refundido de la Ley de Aguas, que recoge lo establecido en la Directiva Marco del Agua europea. Dicho buen estado debía haberse conseguido durante el primer ciclo de planificación hidrológica 2009-2014, aunque no se ha logrado, en parte por tratarse de objetivos excesivamente ambiciosos y en parte por no haber llevado a cabo las acciones que eran factibles.

Según la DMA, el buen estado de las MASb deberá alcanzarse al finalizar el tercer ciclo 2022-2027, a menos que, por razones sociales y económicas bien justificadas, se establezcan y aprueben condiciones menos rigurosas que las establecidas actualmente en determinadas MASb. En los actuales planes hidrológicos ya se indica la necesidad de que ciertas MASb tengan condiciones menos rigurosas, posiblemente menos que las que deberían considerarse. Pero en gran parte de los casos se proponen sin suficientes estudios hidrogeológicos, ambientales, económicos, sociales y normativos de apoyo. En ocasiones parece que las propuestas son una simple excusa para traspasar el problema y sus externalidades a los responsables de las administraciones siguientes. Se prefieren las denuncias y multas a un planteamiento riguroso, para el que se carece de datos y conocimiento experto. Además, falta voluntad política para acometer proyectos con duración mayor a la de una legislatura, evitando así que las medidas que adoptar desgasten al gobierno de turno y la oposición de hoy disfrute de los réditos mañana sin ningún desgaste. Esta es una situación que se podría describir como de "pan para hoy y hambre para mañana". En general falta valentía en los planteamientos que defender dentro de la Unión Europea, en parte por no poder soportar bien las argumentaciones.

Se echa en falta un planteamiento realista de la situación española en el que se propongan modificaciones normativas importantes, que deben conseguirse primero en el ámbito nacional y después como forma de abordar aspectos especiales en el contexto europeo, sin que ello suponga privilegios ni competencia desleal. Esto requiere argumentaciones sólidas y bien fundamentadas, con visión suficientemente amplia. En este contexto, hay que pensar en considerar como mínimo dos tipos de acuíferos o de MASb, por un lado, un tipo con las condiciones que se exigen actualmente —incluso más restrictivas en caso necesario— con fines de fuente de abastecimiento a la población y mantenimiento ecológico y, por otro lado, un tipo al que se apliquen condiciones menos rigurosas para determinados usos, como la agricultura y ciertos servicios, pero garantizando que ello no suponga ni una progresiva degradación ni externalidades inasumibles. Todo ello se ha de plantear en un contexto dinámico bien gestionado y objeto de buena gobernanza del agua superficial y del agua subterránea, así como de sus relaciones con otros sectores como la energía, la ordenación del territorio, el mantenimiento de servicios ecológicos, el empleo y la seguridad alimentaria.

Los planteamientos referentes a los Estados miembros corresponden a la Unión Europea. En España, la planificación hidrológica es realizada por distintos organismos, el Gobierno nacional para las demarcaciones hidrográficas intercomunitarias y los Gobiernos autonómicos para las intracomunitarias. Es algo razonable y constitucional, pero que tiene un aspecto estatal que no está bien cubierto. Parece necesario disponer de una institución o autoridad del agua estatal al más alto nivel, es decir, que no se vea condicionada por intereses específicos y regionales, o subordinada a los mismos, y que a) reúna información confiable, haga que sea de libre circulación y la analice; b) sea transparente; c) formule propuestas; d) regule la normativa general; e) tenga capacidad para promover, y en su caso llevar a cabo, los trabajos necesarios para llenar vacíos, cubrir deficiencias, colaborar en la solución de los problemas en los límites territoriales correspondientes, producir información y divulgar conocimiento de forma veraz; y f) supervise eficazmente que las otras Administraciones del agua relacionadas cumplan sus obligaciones actualizadas, sin sesgos históricos y sin que haya labores duplicadas. La actual Dirección General del Agua podría ser esa institución, pero en la práctica su actividad es sectorial, se dedica a las demarcaciones intercomunitarias y carece de suficiente nivel administrativo-político para una función coordinadora general intersectorial de carácter estatal. El Consejo Nacional del Agua también podría

ser esa institución, que hoy es de carácter consultivo, pero tiene excesivos condicionantes políticos y, lo que es más importante, no dispone del soporte de una oficina técnica independiente y bien dotada en cuanto a conocimiento y medios de trabajo. Las encomiendas a otros órganos e instituciones del Estado no cubren suficientemente el espacio de conocimiento necesario y su mantenimiento, y no son regulares, sino ocasionales. Lo ideal sería una institución separada, con capacidad para aconsejar y obligar normativamente a los distintos sectores implicados, no solo a los del agua, y adscrita a un alto nivel del Estado. En cualquier caso, sería necesario disponer de recursos financieros adecuados a corto, medio y largo plazo para poder llevar a cabo una gobernanza adecuada.

La autoridad de la que dimana la gobernanza del agua subterránea reside, en el caso español, en las demarcaciones hidrográficas (o similares denominaciones) bajo las competencias que se derivan actualmente del texto refundido de la Ley de Aguas y en el futuro de las modificaciones que se introduzcan en dicha ley. Pero esta autoridad última requiere normalmente instituciones derivadas, a la escala apropiada, en las que se instrumentalicen los principios básicos de la gobernanza y se incorpore la consideración de la existencia de acuíferos y MASb compartidas, es decir, que se extienden sobre más de una demarcación hidrográfica. Esto último precisa una forma legal bien reglamentada de actuación conjunta que incluya los avances en el conocimiento y garantice la participación pública. La experiencia ha mostrado que llevar la coordinación de los aspectos locales a una instancia superior administrativa lejana no es efectivo, ni tampoco permite abordar debidamente los aspectos a la escala apropiada. Normalmente, la institución de gobernanza del agua subterránea debería contar con un consejo y órganos de participación y toma de decisiones, además del soporte de una oficina técnica suficientemente dotada de recursos humanos y económicos y apoyada por los usuarios. La dotación, las capacidades y los medios propios deben estar en función de la escala del área sobre la que se aplica la gobernanza, del estrés hídrico y de las características locales, pudiendo variar desde una oficina con varias personas a una simple responsabilidad.

En la normativa del agua no está claramente definido el organismo regulador en cuanto al uso y gestión de los recursos de agua, y en especial del agua subterránea. En principio se atribuye ese papel a la comisaría de aguas de las confederaciones hidrográficas —o la denominación que corresponda en cada demarcación hidrográfica—, con sometimiento al plan hidrológico vigente. Pero esto no garantiza la independencia y, en la práctica, puede ser causa de sesgos importantes por un exceso de peso real, aunque no sea así en teoría, de la propia Administración. Este es un aspecto en el que se debe avanzar decididamente para caminar hacia la buena gobernanza del agua subterránea. La buena gestión para el interés general va ligada a la existencia de un órgano regulador capaz y eficaz, independiente y libre de los condicionamientos políticos y de la posible captura por grupos de interés o la propia Administración del agua.

Una buena gestión en el marco de la gobernanza requiere analizar los resultados reales obtenidos en cuanto a la aplicación de limitaciones para el mantenimiento de caudales de ríos y manantiales y para limitar descensos piezométricos, e incluir cómo considerar los humedales y criptohumedales.

Los acuíferos tienen un importante papel en la naturaleza y como fuente de agua para atender a las necesidades de la población y sus actividades económicas, pero además constituyen infraestructuras naturales de almacenamiento, regulación, transporte y modulación de la calidad del agua. En este papel pueden sustituir ventajosamente a infraestructuras hidráulicas artificiales, más costosas en cuanto a construcción y mantenimiento y con mayor impacto ambiental. No obstante, este hecho, que en la práctica es conocido y se aplica, no se refleja adecuadamente en la legislación ni en las normas administrativas del agua, que con frecuencia dificultan o proscriben el uso de los acuíferos como fuente de recurso hídrico con consideraciones no realistas. Esto sucede cuando en la normativa existen sesgos, con preferencias basadas más en ideologías y políticas que en análisis detallados. La Directiva Marco del Agua

no favorece esta visión y utilización, sino que más bien la impide aduciendo efectos ambientales que o no son serios o pueden ser controlados y suponer una carga social en contra del fin último de las normas legales y administrativas. No perder la ventaja que ofrece la utilización de infraestructuras naturales, que también tiene valor ambiental, requiere modificaciones en la Directiva mediante una propuesta bien argumentada liderada por algún Estado miembro, que podría ser España por sus peculiares situaciones hidrológicas a hidrogeológicas. Esto sería en beneficio de España y de toda el área mediterránea en general, cuyas características no están suficientemente bien reflejadas en la DMA.

En la consideración actual de la gestión y gobernanza de las aguas subterráneas tiene importancia que parte de las captaciones antiguas, que en algunos lugares pueden ser gran parte de los pozos existentes, estén dentro del régimen de la disposición transitoria de la Ley de Aguas de 1985 y responden al régimen de aguas privadas precedente. A este hecho se atribuye gran parte de los problemas actuales de gestión y gobernanza del agua, aunque en realidad es más bien una excusa para justificar una actuación administrativa poco imaginativa, a veces cómoda. Esto no está bien tratado en la planificación hidrológica y se evita, ya que con una postura tradicionalmente de "ordeno y mando" por parte de la Administración del agua, el usuario queda en cierto modo marginado y suele pasar a la defensiva para convertirse en opositor y litigador en vez de colaborador, en contra del camino que seguir para la buena gobernanza. No se aborda de forma real cuál será la actuación en el momento en que se cumplan los plazos de cincuenta años de la Ley de Aguas y de setenta y cinco años de la Ley de Aguas de Canarias.

En las áreas áridas y semiáridas españolas, y también en otras áreas con mayor recarga, existe un exceso de concesiones, autorizaciones y reconocimientos de derechos de explotación de aguas subterráneas, lo que también sucede en otros países. En muchos casos, la adecuación a la planificación hidrológica y el logro de explotaciones sustentables supone la necesidad de reducir las extracciones reales. Esto es lo que se establece en la normativa de los planes hidrológicos, pero la puesta en práctica es insuficiente o no se lleva a cabo y suele ser causa de litigios al no haber participado activamente los usuarios en la determinación de las reducciones que aplicar y sus consecuencias, sobre todo si se tiene en cuenta que dichas reducciones se estiman con frecuencia sin un criterio objetivo y sin una indemnización suficiente desde el punto de vista del explotador.

El régimen concesional español que se aplica actualmente, incluyendo lo que se consideran permisos de explotación, está muy ligado a lo regulado en la planificación hidrológica, la cual a su vez es poco participada por los usuarios, normalmente con un solo trámite general de audiencia. Por lo tanto, en las concesiones no se han aplicado claramente principios de participación de los usuarios y afectados, lo que constituye la base de la buena gobernanza.

E) Sobre la postura de los administrados respecto a las aguas subterráneas

La postura de los administrados en cuanto a la explotación es variable y va desde una implicación económica y legalmente posible hasta una postura pasiva de esperar y reclamar que sea la Administración del agua la que lleve a cabo las acciones necesarias para mantener la disponibilidad de agua en cantidad y con adecuada salinidad. Es posible que en otras áreas no suceda lo mismo y no exista suficiente conocimiento de la importancia y posibilidades de uso sustentable de las aguas subterráneas por falta de tradición e información y por individualismo. Las posturas que hacen referencia a la calidad del agua subterránea, excepto en lo que respecta a la salinidad, son por ahora menos comunes, salvo cuando se trata de agua subterránea captada para abastecimiento de población, y en estos casos frecuentemente por exigencia de las autoridades sanitarias públicas o por aplicación de la normativa en vigor.

F) Participación y comunidades de usuarios

Generalmente se considera que los usuarios e interesados, y también otras Administraciones públicas, deben participar en la gestión y ser parte esencial de la gobernanza del agua y del agua subterránea, aunque ello puede ser en algunos casos un mero eco de lo que señala la normativa. Sin embargo, en la práctica es frecuente que esa participación no conlleve una vinculación con responsabilidades, sino un trámite legal de audiencia sobre documentos y respecto a decisiones tomadas al margen de los usuarios y con órganos de participación y consejo que en realidad no son tales y están de un modo u otro dominados por la Administración del agua y por fuerzas políticas. Con frecuencia, salvo excepciones, la participación, cesión regulada de competencias y vinculación son vistas por la Administración del agua como algo que en el fondo es poco deseable, de modo que no se favorece y se obstaculiza. Esto explica el fracaso del establecimiento reglamentario de comunidades de usuarios en acuíferos que se consideraron sobreexplotados en la Ley de Aguas de 1985, incluso con incentivos. Y también explica que existan pocas comunidades de usuarios nacidas desde los propios usuarios al no haber tenido el adecuado apoyo de la Administración del agua, sino obstáculos e intentos de sometimiento, además de las propias dificultades para aunar esfuerzos cuando hay muchos interesados, con objetivos diversos, sin clara conciencia de explotar y beneficiarse de un bien común, con preferencia por el cortoplacismo y sin observaciones y estudios suficientes.

G) Sobre el comercio del agua

La concesión de aprovechamiento y uso del agua subterránea en el contexto actual no posibilita el comercio del agua fuera de las estrictas condiciones establecidas en la Ley de Aguas, y este siempre debe estar sometido al control de la Administración pública. Falta experiencia de aplicación, pero hay antecedentes en el trasvase del Negratín-Almanzora, entre la Demarcación del Guadalquivir y la Demarcación de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas.

Popular y administrativamente, el comercio del agua no es admisible al considerarse que existe un lucro por la otorgación de una posibilidad de acceso a un bien público. Pero en ello puede haber cierta carga ideológica y aversión a que un servicio público llevado a cabo por privados produzca ganancias que no sean públicas. Faltan planteamientos más asépticos, realistas e independientes y que consideren que lo que importa es un uso racional y eficaz de las aguas subterráneas para el mejor servicio a la sociedad. Esto hace referencia a las concesiones, pero no a los derechos de captación de agua subterránea anteriores a la Ley de Aguas de 1985 y que no se convirtieron en concesiones. En estos casos el comercio del agua subterránea es posible, dentro de ciertas limitaciones, y sigue existiendo a gran escala en Tenerife y Gran Canaria, hasta el final temporal de la disposición transitoria que ampara esta situación. Aún es pronto para regular qué va a suceder después.

Parece poco probable que en las circunstancias legales y administrativas actuales se establezcan aproximaciones a los mercados del agua. En la práctica, los ya existentes en Gran Canaria y Tenerife, y más tímidamente en La Palma, están siendo doblegados por la oferta pública de agua, casi toda agua industrial, con precios en parte subvencionados y que en el fondo buscan el control público de los mercados de agua y de obras, así como facilitar las tareas administrativas y de toma de decisiones por parte de la Administración pública tras dominar al sector privado. Estas presiones, variables de un lugar a otro de las islas, no parecen estar soportadas por un análisis económico y social ni aseguran que se mantendrán las inversiones para conservar caudales y obras hasta donde sea posible y razonable. Tampoco atraen recursos económicos para las inversiones que hay que ir realizando y que el sector público posiblemente no va a poder afrontar. Faltan estudios de detalle sobre la actuación de la Administración del agua como ente regulador. Similares consideraciones se pueden hacer para la Península y las islas Baleares.

H) Sobre disponibilidad de recursos de agua

En la planificación hidrológica española, de acuerdo con la instrucción de planificación, se realizan cálculos sobre los recursos de agua futuros basados en series de datos diarios elaborados por el CEDEX en escenarios definidos de cambio climático. Se han hecho de forma diferente en el tercer ciclo respecto al segundo ciclo, aduciendo razones con débil soporte científico y con orientación política. El efecto sobre los recursos de agua subterránea no se analiza explícitamente, sino dentro de los modelos hidrológicos aplicados, SIMPA o PATRICAL según las áreas, que son poco adecuados en cuanto a los acuíferos y MASb, salvo unos pocos modelos específicos en determinadas subcuencas y MASb. Los cambios de criterio, y en especial las reducciones de recursos explotables, son difícilmente entendibles por los usuarios, que en áreas de estrés hídrico subterráneo ven cómo varían las cifras de recursos disponibles en los sucesivos planes sin razones convincentes, sin considerar adecuadamente sus aspiraciones, derechos y necesidades y sin haber participado en el proceso. Esto es buena gobernanza.

En las áreas españolas de mayor estrés sobre las aguas subterráneas se ha ido aceptando que estas son una solución para paliar los efectos de las sequías y una forma de mitigar y acomodarse a los efectos de las previsiones de cambio climático en los escenarios de reducción de la disponibilidad de aguas superficiales. No es raro que se mezclen ambos conceptos y se traten sin una base sólida, lo que da lugar a confusión, al menos mediáticamente y a veces en la propia redacción de algunas partes de ciertos planes hidrológicos. Hay planteamientos basados en modelaciones numéricas correctas, aunque a veces se aplican a escalas distintas a las de diseño, con las consiguientes distorsiones. La principal deficiencia es la disponibilidad de series de datos suficientes para la calibración.

En cuanto al uso de las reservas de agua subterránea para paliar las sequías, varias cuencas españolas disponen de pozos de sequía, con un uso reglamentado, pero sin un soporte de estudio y datos suficiente, sin que se garantice que no hay merma permanente de reservas y a veces sin conocer de qué pozos se dispone. Hay excepciones, como en el Baix Llobregat o en La Mancha oriental, con operación dentro de una gestión integrada.

CETAQUA
CENTRO TECNOLÓGICO DEL AGUA