

El agua: Perspectiva ecosistémica y gestión integrada

Coordinadores:

Leandro del Moral Ituarte

Pedro Arrojo Agudo

Tony Herrera Grao

© Fundación Nueva Cultura del Agua, 2015
Pedro Cerbuna 12 · 50009 Zaragoza · Tel: 976 761 572
Correo electrónico: fnca@unizar.es · www.fnca.eu

Diseño de colección: Tropical · www.tropicalestudio.com
ISBN: 978-84-944788-0-2

El agua: Perspectiva ecosistémica y gestión integrada

Coordinadores:

Leandro del Moral Ituarte
Universidad de Sevilla

Pedro Arrojo Agudo
Universidad de Zaragoza

Tony Herrera Grao
Fundación Nueva Cultura del Agua



Índice

Presentación.	6
I - El reto de integrar valores y principios ecológicos, sociales y éticos Pedro Arrojo Agudo, <i>Universidad de Zaragoza.</i>	8
II - Nuevos enfoques institucionales para la gestión del agua: Directiva marco de agua Abel La Calle Marcos, <i>Fundación Nueva Cultura del Agua</i>	16
III - Metodologías y herramientas para la planificación y gestión integrada del agua. Julia Martínez Fernández, <i>Fundación Nueva Cultura del Agua</i>	49
IV - El ciclo hidrológico: Hidrología superficial, sistemas acuíferos y aguas subterráneas Enric Vázquez-Suñé, <i>Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA), CSIC</i> y Marta Marizza, <i>CENEHA-Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe, Argentina</i>	75
V - La gestión sostenible de ecosistemas acuáticos continentales, aguas costeras y de transición: Hábitats, biodiversidad y funciones hidrogeomorfológicas María Rosario Vidal-Abarca Gutiérrez, <i>Universidad de Murcia</i> ; Jordi Salat Umbert, <i>Instituto de Ciencias Marinas-CSIC</i> ; Alfredo Ollero Ojeda, <i>Universidad de Zaragoza</i> ; Colaboradores: Askoa Ibisate González de Matauco, Fernando Magdalena Mas, Miguel Sánchez Fabre, María del Mar Sánchez Montoya y María Luisa Suárez Alonso	120

VI - Valores productivos: Nuevos enfoques, estrategias y herramientas económicas para incentivar la eficiencia y gestionar riesgos desde el paradigma de sostenibilidad	
Pedro Arrojo, <i>Universidad de Zaragoza</i> y Francesc La-Roca, <i>Universidad de Valencia</i>	185
VII - El agua en el medio urbano: Tecnologías y gobernanza de los servicios de agua y saneamiento	
Francisco Cubillo, <i>Canal de Isabel II, Madrid</i> y Pedro Arrojo Agudo, <i>Universidad de Zaragoza</i>	238
VIII - Agua, agricultura y desarrollo rural en el marco de la UE	
Joan Corominas Masip, <i>Fundación Nueva Cultura del Agua</i>	264
IX - Ecología política del agua	
Beatriz Rodríguez Labajos y Joan Martínez Alier, <i>Universidad Autónoma de Barcelona</i>	300
X-Cambio climático y gestión de riesgos en el marco del cambio global	
Leandro del Moral Ituarte, <i>Universidad de Sevilla</i> y Jorge Olcina Cantos, <i>Universidad de Alicante</i>	357
XI - Gobernanza del agua	
Alba Ballester Ciuró y Joan Subirats Humet, <i>Universidad Autónoma de Barcelona-Instituto de Gobierno y Políticas Públicas</i>	390
XII- Casos de referencia basados en la participación ciudadana	
Programa Cultivando Agua Boa. Jair Kotz, <i>Itaipu Binacional</i>	417
El contrato de río como instrumento de participación: el caso del Matarraña. Lucía Soriano, Laura Sánchez y Estibaliz Campos, <i>Fundación Nueva Cultura del Agua</i>	426

Presentación

Desde su creación, la Fundación Nueva Cultura del Agua viene trabajando en promover un cambio en las políticas de gestión del agua que confluya hacia un nuevo paradigma basado en la racionalidad económica, la sostenibilidad social y ambiental, y el respeto a los valores culturales, lúdicos y afectivos. Para ello, promueve proyectos y acciones en diferentes ámbitos científicos, académicos y sociales.

Una de sus principales acciones en el ámbito de la formación se desarrolla a través del Máster en gestión fluvial sostenible y gestión integrada de aguas, incluido en el programa formativo de la Universidad de Zaragoza y destinado a los actuales y futuros responsables en gestión de ecosistemas acuáticos y servicios de aguas. En su diseño e implementación participan catorce universidades y organismos de investigación, así como un gran número de profesores provenientes del ámbito universitario, de la investigación y de la práctica en la gestión y planificación del agua. A su vez, la Fundación Nueva Cultura del Agua posee en la actualidad una amplia línea editorial que engloba la Colección Nueva Cultura del Agua, con más de una veintena de libros publicados, y otros títulos fruto de su actividad investigadora.

Continuando con la misión de difusión del conocimiento, se hacía imprescindible abordar una nueva publicación que recogiese en buena medida todas las materias que se abordan desde el máster y que pudiera constituirse como guía de consulta tanto para los alumnos del mismo, como para profesionales y gestores interesados en aproximarse de forma independiente a estas temáticas. Fruto de todo ello es esta publicación, en cuya autoría participan la mayor parte del cuadro de profesorado del máster.

En sus contenidos, el libro aborda el reto de la integración de los valores y principios ecológicos, sociales y éticos en la gestión del agua; los enfoques institucionales de la gestión bajo el paraguas de la Directiva marco de agua europea; metodologías y herramientas para una planificación y gestión más eficiente y sostenible, así como aspectos teóricos del ciclo hidrológico, la ecología fluvial, los aprovechamientos productivos o la propia economía del agua. No pasa desapercibida la cuestión del cambio climático y la gestión de los riesgos que ello implica. Finalmente,

el libro aborda aspectos sobre ecología política del agua, gobernanza, participación pública y gestión de conflictos. Se añade un capítulo con dos experiencias de participación: el programa **Cultivando agua boa** (Brasil y Paraguay), y la experiencia de contrato de río desarrollada en la cuenca del Matarraña (España).

Sin duda será necesario seguir investigando y profundizando en los conceptos y mejorando o desarrollando nuevas herramientas para la gestión y la gobernanza del agua, pues nos encontramos tan sólo en los inicios del cambio de paradigma que la **nueva cultura del agua** propone para el siglo XXI. Por ello, confiamos que esta publicación sea útil en un presente tan decisivo, a la vez que demande actualizaciones para seguir siéndolo en el futuro.

Pedro Arrojo Agudo
Leandro del Moral Ituarte
Tony Herrera Grao

I - Punto de partida: El reto de integrar valores y principios ecológicos, sociales y éticos

Pedro Arrojo Agudo
Universidad de Zaragoza

A pesar de que vivimos en el Planeta Azul, el Planeta Agua, se estima que 1.000 millones de personas no tienen garantizado el acceso al agua potable; y por ello más de 10.000 mueren diariamente de diarrea por ingesta de agua contaminada biológicamente. Otras muchas, se envenenan poco a poco, sin saberlo, por vertidos con metales pesados y otros tóxicos, procedentes de la industria, la minería e incluso la agricultura. El problema pues, no es tanto de escasez como de calidad y de gestión. Desde el modelo de desarrollo vigente, hemos quebrado la salud de los ecosistemas acuáticos, y con ella la de las comunidades más vulnerables; al tiempo que hemos degradado la pesca, la proteína de los pobres. Por otro lado, las presiones del Banco Mundial en pro de privatizar los servicios de agua y saneamiento, agravan la situación de los más débiles, al transformar a los ciudadanos en simples clientes (Arrojo, 2010).

En suma, la humanidad afronta tres fallas que cuestionan el modelo de globalización vigente: *insostenibilidad ambiental*, *inequidad-pobreza* y crisis de *gobernanza*. Urge hacer la paz con nuestros ríos e instaurar un nuevo orden ético en la gestión de aguas.

Refiriéndose a los valores ambientales, Herman Daly razona así:

“Algunos argumentan que el capital hecho por los humanos y el capital natural son bienes sustituibles uno por otro de manera que la idea de factor limitante (para la producción) es irrelevante. Sin embargo,

creo que está bastante claro para el sentido común, que el capital hecho por los humanos y el capital natural son esencialmente complementarios y sólo marginalmente sustitutivos...

Al igual que no podemos seguir explotando los bosques como *almacenes de madera*, sino que es preciso hacer una *gestión forestal sostenible* (no una simple *gestión maderera*), es necesario gestionar los ríos como *ecosistemas* y no como canales de H₂O. En suma, tal y como exige la Directiva marco del agua (DMA), debemos pasar de la visión productivista, basada en los tradicionales modelos de “*gestión de recurso*”, a nueva visión “*ecosistémica*” que promueva estrategias de *ahorro, eficiencia y conservación*.

Más allá de los problemas de *sostenibilidad*, si suponemos por un momento que fuéramos capaces de extraer madera y agua sin quebrar la salud de bosques y ríos, el reto se centraría en organizar la gestión de la madera y del agua como *recursos*. Seguramente, una vez salvado el reto de la *sostenibilidad* de los ecosistemas, no habría problemas significativos en la gestión maderera; y sin embargo, seguiríamos teniendo serios problemas éticos, sociales y políticos en la gestión del agua. La clave está en que la madera nos brinda utilidades consistentemente *sustituibles por dinero*, lo que nos permite encomendar su gestión al mercado, con ciertas regulaciones. Será legítimo que el leñador venda al aserradero los troncos y que éste las tablas al carpintero, que su vez nos venderá los muebles a unos u otros. Sin embargo, los valores en juego en el caso del agua, no sólo son más complejos, sino que en general no son *sustituibles por dinero*.

Se hace ineludible una *reflexión ética* sobre los valores en juego. Los valores de *equidad, salud pública y cohesión social*, vinculados a servicios básicos como los de agua y saneamiento (sanidad, educación, seguridad ciudadana), desbordan la sensibilidad de la lógica de mercado.

Por ello, esperar del mercado que gestione este tipo de valores intangibles es como pedirle “*peras a un olmo*”. No es razonable pedirle al mercado que garantice *derechos humanos o ciudadanos* que, por su naturaleza, deben ser de *acceso universal*; ni que gestione derechos de generaciones futuras hacia los que no es sensible (Arrojo, 2005).

Tal y como propone la *Declaración Europea por una Nueva Cultura del Agua* (FNCA, 2004), deberíamos distinguir tres categorías éticas.

En cada una de ellas, la naturaleza de objetivos, derechos y deberes en juego implica distintos niveles de prioridad así como criterios de gestión diferentes (FNCA, 2005).

- El **agua-vida**, en funciones básicas de supervivencia, tanto de los seres humanos, como de los demás seres vivos, debe ser priorizada, de forma que se garantice la *sostenibilidad* de los ecosistemas y el acceso de todos a cuotas básicas de agua potable, como un *derecho humano*. En este ámbito deben incluirse también los derechos tradicionales al agua para producir alimentos de los que depende la supervivencia de muchas comunidades.
- El **agua-ciudadanía**, en funciones de salud y cohesión social -servicios domiciliarios de agua y saneamiento y usos de *interés general*, debe situarse en un segundo nivel de prioridad, en conexión con *derechos de ciudadanía*. Su gestión debe vincular *derechos y deberes de ciudadanía*, implantando modelos de *gestión pública participativa bajo control social y sistemas tarifarios bajo criterios sociales* que permitan financiar *servicios eficientes de acceso universal*.
- El **agua-economía**, en funciones productivas que generan beneficios, en conexión con el derecho a *mejorar el nivel de vida* de los usuarios, debe gestionarse desde un tercer nivel de prioridad, bajo criterios de *racionalidad económica*. Representa la mayor parte del agua usada y genera los principales problemas de contaminación. Sería necesario, en todo caso, priorizar el derecho al desarrollo de los menos desarrollados, aplicando criterios de equidad social e interterritorial.

1. El agua-vida

Recientemente, la Asamblea General de Naciones Unidas (NNUU) reconoció, a propuesta de Bolivia, el acceso al agua potable y a servicios básicos de saneamiento como un *derecho humano*. Además, el *Consejo de Derechos Humanos de NNUU*, por iniciativa de España y Alemania, abrió un procedimiento para desarrollar esa declaración de forma efectiva.

Si asumimos el acceso a esas cuotas básicas de **agua-vida** como un *derecho humano*, deberá garantizarse con *eficacia*. En este caso, el criterio a desarrollar no es tanto la *eficiencia*, guía por excelencia de la *racionalidad económica*, sino la *eficacia*.

No debemos perder de vista que los 30-40 litros de agua potable por persona y día, que se sugieren como el mínimo necesario para una vida digna, supone apenas el 1,2% del agua que usamos. No hay argumento que justifique que 1.000 millones de personas no tengan garantizado el acceso a esa cantidad de agua potable. La pretendida falta de recursos financieros resulta inaceptable, incluso para gobiernos de países empobrecidos; cuando más, para gobiernos e instituciones internacionales que bien han encontrado miles de millones de euros para socorrer a los mismos banqueros que han provocado la presente crisis. Al fin y al cabo, la “*fente pública, potable y gratuita en la plaza*” fue garantizada en muchos países, como España, cuando eran pobres y ni siquiera existía el Banco Mundial. El reto no fue financiero, sino político, en el sentido y noble del término. Simplemente, se asumió la responsabilidad pública de garantizar el agua potable y gratuita en la fuente como una prioridad, antes incluso que alumbrar o asfaltar calles y carreteras.

En este ámbito del **agua-vida** deben incluirse también los caudales para producir los alimentos necesarios para la supervivencia de comunidades vulnerables. En muchos casos se trata de derechos ancestrales sobre territorios y ecosistemas de los que dependen actividades agropecuarias y pesqueras esenciales para la supervivencia de esos pueblos.

Por último, es necesario incluir en este espacio de máxima prioridad la preservación de los ecosistemas acuáticos, tanto en lo que se refiere al régimen de caudales, como a la calidad de sus aguas y la salud de sus hábitats, de forma que se garantice su *sostenibilidad*. Se trata de afrontar en este caso un desafío ético vinculado al *principio de equidad intergeneracional*, asumiendo que tan sólo somos usufructuarios y no propietarios de la naturaleza. Ciertamente, en este caso no estamos hablando del 1,2% del agua usada, sino de *caudales ecológicos* que deben garantizar la sostenibilidad de nuestros ríos, como una restricción a los usos productivos, tal y como promueve la DMA. De hecho, la principal razón por la que 1.000 millones de personas no tienen garantizado el acceso al agua potable radica en la quiebra de esa *sostenibilidad*, más que en problemas propiamente de escasez. Por otro lado, en NNUU se debate sobre la llamada *tercera generación de derechos humanos*: derechos colectivos de los pueblos, como el derecho a la paz, al territorio y a un medio ambiente saludable. Se trata de plantearse si nos parece

éticamente aceptable que disfrutar de ríos vivos sea cosa de ricos y que los pobres deban conformarse con ríos cloaca para, pretendidamente, conseguir el soñado desarrollo.

2. El agua-ciudadanía

Ofrecer *servicios domiciliarios de agua y saneamiento* supone un salto cualitativo respecto a la *fuerza pública*. En un hogar medio se usa entre 100 y 120 litros/persona/día. No obstante, acceder a tales servicios es considerado hoy como un derecho que debe ser accesible a todos, independientemente de su poder adquisitivo. Esta perspectiva de acceso universal nos debe llevar a situar estos servicios en el espacio de los *derechos ciudadanos*. Aunque, tanto *derechos humanos* como *derechos ciudadanos* deben ser accesibles a todos, los primeros no se vinculan con deber alguno, mientras que los segundos si deben vincularse a los correspondientes *deberes ciudadanos*. Nos encontramos pues ante el reto de articular un juego de *derechos y deberes*, sin duda complejo, que puede llegar a ser conflictivo. En todo caso, se trata de gestionar valores que, al estar vinculados al concepto de *ciudadanía*, se sitúan en el espacio de lo que debe considerarse como “*res pública*”, “*cosa de todos y todas*”; razón por la que deben ser gestionados bajo responsabilidad comunitaria o pública.

Las instituciones públicas, al tiempo que garantizan los *derechos ciudadanos*, deben establecer los correspondientes deberes ciudadanos. Si se quiere garantizar un *servicio público de agua y saneamiento* de calidad, será necesario, entre otras cosas, diseñar un modelo tarifario que garantice una adecuada financiación, vertebrando la *responsabilidad ciudadana* desde criterios de *justicia distributiva*. Un *sistema por bloques de consumo*, a precios crecientes, puede garantizar la recuperación de *costes* desde *criterios sociales redistributivos*, induciendo incentivos de *eficiencia y responsabilidad individual y colectiva*. El primer bloque de 30 o 40 litros/persona/día podría incluso ser gratuito, al menos para quienes estén bajo el umbral de pobreza. El siguiente, de 100 litros podría pagarse al coste real del servicio. En un tercer escalón, el precio debería elevarse de forma clara; para finalmente dispararse en un cuarto escalón de usos suntuarios (jardines, piscinas). En suma, se trata de inducir una subvención cruzada, de quienes más consumen hacia quienes tienen dificultades para pagar, penalizando los consumos elevados.

En este caso, a diferencia del agua-vida, donde la lógica económica quedaba fuera de lugar, estamos aplicando *criterios de racionalidad económico-financiera*, que no se corresponden con la *racionalidad de mercado*. De hecho, si las manzanas están a 1,5 €/kg, con frecuencia nos ofrecerán 2 kg por menos de 3 €. Son estrategias para incentivar el consumo, basadas en las llamadas economías de escala, que buscan incrementar la rentabilidad del negocio. El modelo tarifario propuesto, sin embargo, se basa en criterios opuestos, en la medida que no se trata de hacer un buen negocio sino de ofrecer un *buen servicio público de acceso universal*, desde la perspectiva del *interés general*.

3. El agua-economía

La mayor parte de los caudales extraídos de ríos y acuíferos no se dedican a garantizar derechos humanos o ciudadanos, sino que sostienen actividades productivas que generan riqueza por encima del *nivel de suficiencia* para una vida digna, produciendo excedentes que se venden en el mercado. El sector agrario utiliza por encima del 70% de esos recursos; mientras el sector industrial y el de servicios acaparan en torno al 15%. Se trata en suma de actividades sustentadas sobre la legítima aspiración de cada cual a *mejorar su nivel de vida*, por encima del mencionado *nivel de suficiencia*. Podría incluso hablarse del derecho a “*ser más ricos*”; derecho que, siendo legítimo, bajo ciertos límites, no puede vincularse al ámbito de los *derechos humanos* ni al de los *derechos ciudadanos*. Y menos cuando, quienes pugnan por enriquecerse son ya ricos.

Desde un punto de vista ético, resulta evidente que tales usos deben gestionarse desde un tercer nivel de prioridad, por detrás del *agua-vida* y del *agua-ciudadanía*. En este sentido, degradar un río o poner en riesgo la potabilidad de sus caudales, bajo la justificación de impulsar el desarrollo económico, constituye una grave inmoralidad.

En este tipo de usos, guiados por objetivos lucrativos, deben aplicarse, cuando menos, criterios de *responsabilidad y racionalidad económica*. Cada usuario debe responder de los costes que exige la provisión del agua que usa. Pero además, en la medida que haya escasez, debería afrontar el llamado *coste de oportunidad*, que no es sino el *coste de escasez*. En el ámbito del agua-economía, se impone, en definitiva, la necesidad de aplicar el *principio de recuperación de costes*,

incluyendo: *costes financieros* (amortización de inversiones y costes de mantenimiento y gestión), *costes ambientales* y *costes de oportunidad*, si la disponibilidad, garantizando la sostenibilidad, es menor que la demanda. En tal caso, no hay razón que justifique subvenciones directas ni cruzadas; de la misma forma que no se subvenciona la madera al carpintero, ni el gasóleo al taxista.

También existen actividades económicas que, aun siendo lucrativas, pueden ser consideradas de *interés general*, en la medida que generan beneficios sociales o ambientales no valorados por el mercado. No obstante, en países como España, el concepto de “*interés general*” se ha manipulado tanto en materia de aguas, que es preciso revisarlo. Por ejemplo, hoy no es aceptable caracterizar el regadío como de “*interés general*”, sin discernir tipos de explotación (a tiempo parcial, explotación familiar, agro-negocio...) o el tipo de agricultura y sus correspondientes impactos ambientales (contaminación por agro-tóxico, nitratos, lixiviado de sales, sobreexplotación de acuíferos...). Consolidar el tejido rural, con sus valores sociales, culturales y paisajísticos sería, sin duda, un argumento para defender el *interés general* de proteger la explotación familiar agraria. Pero sería necesario unir a ese argumento la exigencia de buenas prácticas agroambientales. De hecho, la Unión Europea empieza a promover políticas agroambientales y criterios de eco-condicionalidad para las subvenciones. En todo caso, aun aceptando la necesidad de apoyar determinadas actividades agrarias en el regadío, sería vital hacerlo de forma que se induzcan buenas prácticas y actitudes responsables. En concreto, sería preferible subvencionar directamente esas actividades, en lugar de ofrecer agua subvencionada.

De esta manera, con el mismo coste para la hacienda pública, se induciría un uso más eficiente y responsable del agua.

4. Reflexiones en torno a la “escasez”

Como cierre de estas consideraciones éticas abordaremos una reflexión específica sobre los problemas de “escasez”.

- La escasez de **agua-vida** desemboca en un *desastre humanitario* inaceptable. Pero debemos recordar que 30-40 litros por persona y día representa apenas el 1,2% del agua que usamos. Ningún río o acuífe-

ro entrará en crisis de escasez por detraer sólo el 1,2% del agua que hoy derivamos de ellos.

- La escasez de **agua-ciudadanía**, con cortes de agua (“tandeo”, como se dice en América Latina) o sirviendo aguas insalubres, constituye un fracaso político, que tampoco es aceptable. De nuevo, ningún río o acuífero entrará en crisis si sólo retiramos el 10% de las aguas que hoy extraemos. Garantizar el **agua-ciudadanía**, superando los riesgos de escasez forma parte de un reto accesible, que exige dar la prioridad que merecen estos usos en la planificación.

Sin embargo, en materia de *agua-economía* debemos saber que, desde nuestra insaciable ambición, hacemos escaso lo abundante; hacemos pequeño el planeta; y desde luego, estamos haciendo escasa el agua dulce de ríos, lagos, humedales y acuíferos. En este sentido, la *escasez de agua-economía* para abastecer un crecimiento ilimitado de actividades productivas no puede seguir entendiéndose como una “*tragedia a evitar*” con cargo al erario público, cueste lo que cueste, sino como una realidad ineludible que debe ser gestionada desde *critérios de responsabilidad y de racionalidad económica*. En cualquier caso, no debemos olvidar que la escasez es una característica inherente a cualquier bien económico, por definición “*útil y escaso*”. Se trata pues de aplicar *critérios de racionalidad económica* (que no de mercado) al *uso económico* del agua que, no lo olvidemos, tiene por objeto generar beneficios, a través de las relaciones de mercado que rigen las actividades productivas en las que se usa el *agua-economía*.

Bibliografía

Arrojo, P. (2005). *El reto ético de la nueva cultura del agua: funciones, valores y derechos en juego*. Edt. Paidós. Barcelona, España.

Arrojo, P. (2010). *La Crisis Global del Agua* editado en la serie *Cuadernos* por Cristianisme I Justicia. Barcelona, España.

FNCA (2005). *Declaración Europea por la Nueva Cultura del Agua*. Fundación Nueva Cultura del Agua (Edt.). Zaragoza, España.

II - Nuevos enfoques institucionales en la gestión del agua: directiva marco de agua

Abel La Calle Marcos
Fundación Nueva Cultura del Agua

Introducción

La gestión, administración, política o gobierno del agua comenzó el siglo XXI con nuevos enfoques para dar respuesta a los problemas y necesidades actuales. La novedad de los enfoques que se van a exponer responden tanto a nuevos conocimientos científicos como a la incorporación de saberes tradicionales que se han olvidado o despreciado por la sociedad industrial, centrada en la productividad del agua e instalada en un sistema autoritario de adopción de decisiones. Se trata de enfoques, aproximaciones o métodos que pretenden ampliar la diversidad de conocimientos y saberes relativos al agua, y buscan superar las aproximaciones fragmentadas que han caracterizado la gestión del agua precedente.

El capítulo se centra en dos importantes aspectos de estos nuevos enfoques: el nuevo marco jurídico de la política de aguas en la Unión Europea, es decir la Directiva marco del agua y la llamada gobernanza del agua, que recoge las nuevas formas de gobernar con el público y gestionar los conflictos en torno al agua. Estos dos aspectos se han integrado en un mismo capítulo relativo a los aspectos institucionales de la gestión del agua.

Estos aspectos institucionales se han situado en el segundo capítulo porque permiten identificar el marco sobre el que construye la actual gestión del agua y facilitan la comprensión de los siguientes capítulos.

1. Las ideas claves de la directiva marco de agua: cuatro certezas y un objetivo

La política de aguas debe entenderse tras la Directiva como la acción de las Administraciones Públicas dirigida a proteger el estado de los ecosistemas acuáticos a través de la prevención de su deterioro, la conservación de los que se hallan en buen estado y la restauración de los deteriorados, así como a promover un uso sostenible del agua basado en la protección a largo plazo de los recursos hídricos disponibles.

Este concepto difiere del concepto extraíble de la legislación española, en la que se otorga una gran importancia al objetivo de la satisfacción de las demandas. Se ha optado por la concepción comunitaria en aplicación del principio de primacía del Derecho de la Unión Europea sobre el Derecho interno. Además resulta más coherente con la nueva concepción citada hablar en primer lugar de protección y en segundo referirse al uso sostenible o a la garantía de suministro necesario, más que a la satisfacción de las demandas que resulta una expresión contrapuesta a la necesaria contención de la demanda en el uso del agua. Para introducirse en el conocimiento de esta política pública, en sus elementos y funcionamiento, es de ayuda contar con aquellas ideas que pueden explicar su existencia.

Estas ideas se encuentran en el origen y fundamento de las normas que regulan dicha política, así como en el de las decisiones con las que se aplican las referidas normas.

Pero cuando analizamos cómo se aplican las normas de una política pública, no siempre encontramos la coherencia esperada. Existen intereses privados que con una frecuencia superior a la deseada, influyen en las decisiones públicas de manera más efectiva que los intereses generales. Esto no significa que las ideas de las que hablamos sean inútiles, pues son ellas precisamente las que nos ayudan a detectar esas incoherencias entre los objetivos perseguidos y los medios utilizados o los resultados obtenidos. Por ejemplo, nos resultará incoherente que para establecer un régimen ecológico de caudales en un río, se utilice como medida la construcción de un embalse, ya que supone un importante deterioro del estado de los ecosistemas acuáticos.

En los siguientes epígrafes se exponen las que se consideran ideas claves más destacadas de la política del agua en el tránsito de finales del siglo XX a principios del siglo XXI.

El contenido de cada una de estas ideas parte de lo que consideramos certezas. En un mundo trufado de incertidumbres construidas constituye un alivio aproximarnos a la realidad con razones sencillas, aunque no simples. En este mundo guiado por la sacralización o idealización del interés propio y la autosatisfacción, resulta esperanzador encontrar un objetivo común, que podemos desear por y para todos, incluidas las generaciones futuras.

Esta forma de presentar la política de aguas no quiere decir que la Directiva marco del agua nos haya hecho caer en la ñoñería y pensemos en ella como en el príncipe azul que levanta a la sociedad del letargo de una legislación catatónica, o que transforma la vieja legislación de aguas en un moderno orden hídrico. Aunque la Directiva marco del agua constituye el punto de inflexión hacia la política de aguas de principios del siglo XXI no se deben idealizar los efectos de una norma.

Pero sí puede afirmarse sin dudas que esta Directiva brindó y brinda la oportunidad de mejorar de forma radical la política de aguas, siempre que seamos capaces de reivindicar su interpretación más avanzada y controlar que su aplicación sea leal y coherente con sus objetivos. No es una tarea siempre clara y ausente de contradicciones, pero se cuenta con certezas en las que confiar, ideas claves con las que construir una actuación y participación más crítica y eficaz.

Las ideas o certezas de las que parte la actual política de aguas se refieren al carácter vital, ubicuo, frágil, finito y de interés común que tiene el agua.

1.1. El agua es vital

Es claro que esta afirmación puede no impresionar a nadie, pero no se trata de descubrir la pólvora en el siglo XXI, sino de utilizar lo que hemos descubierto de forma adecuada, cosa que todavía no hemos conseguido, ni respecto de la pólvora, ni en la gestión del agua.

Como posición dominante encontramos que el agua se considera un recurso productivo a disposición del interés propio. El hombre de la sociedad industrial ambiciona dominar la naturaleza, y extrae, almacena, usa y contamina el agua a voluntad, sin tomar en consideración el ecosistema en el que se encuentra o esperando que la tecnología le per-

mita paliar las consecuencias de ese desprecio cuando sea necesario.

Frente a esta aproximación prometeica de la sociedad industrial, el hecho de recordar que el agua es esencial para la vida permite colocar este conocimiento donde se merece, en un lugar prioritario. Aunque en la vida cotidiana el agua se perciba como algo ajeno, si se hace abstracción un instante de esa visión inmediata, se puede tomar conciencia de que somos en gran medida agua, al igual que la Biosfera que nos sustenta.

Ese carácter esencial del agua para los seres vivos la convierte en un bien común de la Biosfera y no un mero bien público a disposición del aprovechamiento privado y el crecimiento económico.

Esa realidad, además de estar cargada de razón, lo está de un efecto bumerán, pues cuando deterioramos el agua estamos deteriorando nuestra vida. Por ello es necesario que valoremos el estado del agua en su justa medida, como un indicador de nuestra calidad de vida.

Además, se necesita el buen estado de las aguas en ríos, lagos, acuíferos y mares, no sólo para vivir y realizar las actividades productivas, sino para nuestro placer y ocio, para nuestra vida personal como símbolo e inspiración del arte y de nuestras creencias.

La Directiva marco del agua no dice expresamente todo lo expuesto, pero dedica su primera consideración a valorar ese carácter de patrimonio común del que estamos hablando: «El agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal».

En base a dicha consideración, la Directiva establece un principio de prioridad ambiental en la política de aguas. El texto legal no expone de forma expresa este principio pero sí puede extraerse sin duda de los objetivos que impone y, particularmente, del régimen de posibles excepciones a sus objetivos.

De un lado, el primer objeto de la Directiva es la protección de los ecosistemas acuáticos en su triple función de prevenir todo deterioro adicional, de conservar el buen estado de los ecosistemas mencionados y de mejorar aquellos que se encuentran deteriorados. De otro lado, cuando fija los objetivos medioambientales para las aguas superficiales, subterráneas y las zonas protegidas, establece un número limitado y condicionado de excepciones. Estas excepciones regulan la contradicción entre los intereses económicos o sociales y los intereses de la protección ambiental. Por regla general debe primar la protección

ambiental, salvo que nos encontremos ante alguna de las excepciones señaladas y se cumplan todas las condiciones que llevan aparejadas.

Por ejemplo, los trasvases del río Ebro previstos para Barcelona y para al sureste español en el Plan Hidrológico Nacional de 2001, sólo podrían haberse autorizado si no existieran alternativas de menor impacto ambiental que permitieran resolver los problemas de escasez que intentaban solucionar. En aquél caso, como se mostró que dichos trasvases constituirían un nuevo e importante deterioro de los ecosistemas acuáticos y que existían alternativas de menor impacto y coste económico, era coherente con la Directiva marco del agua su derogación conforme al comentado principio de prioridad ambiental (Exposición de motivos del Real Decreto-Ley 2/2004).

1.2. El agua es ubicua

Como ya se ha dicho, el agua está presente en toda la Biosfera, ya sea formando parte de los seres vivos, como humedad en la tierra y vapor en el aire, como líquido en los mares, océanos, ríos, lagos, acuíferos, etcétera, o en la nieve y el hielo.

Además, al igual que otros elementos del ecosistema, el agua se mueve, asciende desde el mar y la tierra en forma de vapor, se precipita sobre la tierra en la nieve y la lluvia, y fluye en la superficie y bajo la tierra hacia el mar, materializando lo que se llama el ciclo hidrológico.

Los escenarios naturales en los que se repite este ciclo de forma continua son las cuencas hidrográficas. La cuenca hidrográfica es la superficie de terreno cuya escurrentía superficial fluye en su totalidad a través de una serie de corrientes, ríos y, eventualmente, lagos hacia el mar por una única desembocadura, estuario o delta. Se trata de una unidad básica del sistema ecológico, hidrológico e hidrogeológico.

Pero la sociedad forma parte indisoluble de este ecosistema. Sin considerar el factor humano es imposible comprender la evolución pasada y futura, y ello a su vez nos aporta un mayor grado de complejidad debido a su territorialidad. El carácter territorial del ser humano no se discute, aunque se discrepe sobre si se trata de una compulsión instintiva o una característica cultural. No vamos a detenernos en ello, pues lo que ahora nos interesa es saber que existe y que es una fuente inagotable de conflictos.

En los sistemas políticos y económicos del Estado-nación esta territorialidad se concreta en la pretensión de definir un espacio físico, incluir la población que lo habita y ligarlo todo ello a un sistema de poder. Para quienes hemos nacido en esta concepción puede resultar algo lógico y «normal», pero para quien ha nacido en una cultura distinta o aspira a una organización social diferente, puede llegar a ser una imposición arbitraria e inaceptable.

Lo que sucede con la territorialidad en nuestra sociedad es que la unidad natural de la cuenca hidrográfica se encuentra fragmentada por fronteras políticas y administrativas que someten a distintas autoridades el poder sobre ellas. No obstante, es evidente que tanto las aguas como la contaminación «ignoran» dichas fronteras y transitan por ellas como si no existieran.

La dificultad que introducen las fronteras y las divisiones administrativas en la gestión de las cuencas hidrográficas se pone especialmente de relieve en el reparto y en la protección de las aguas compartidas. Se trata de distintas Autoridades con distintos criterios de protección e intereses de reparto probablemente contrapuestos, y esto impide o, en el mejor de los casos, dificulta la gestión integrada y sostenible de las cuencas hidrográficas.

Esta certeza de ubicuidad y la contradicción con la territorialidad de las fronteras y divisiones administrativas, hace necesario un importante esfuerzo común para una gestión integrada y coordinada de la política de aguas.

Frente a esta necesidad, se considera con frecuencia que el agua pertenece de manera exclusiva o prioritaria a quienes la tienen en su territorio, ya sea para su aprovechamiento o como sumidero de contaminación, sin tomar en consideración el carácter común y continuo de los ecosistemas.

Por todo ello, la Directiva marco del agua exige que se especifiquen las cuencas hidrográficas en cada Estado y a efectos de la política de aguas las incluyan en demarcaciones hidrográficas. La demarcación hidrográfica es la principal unidad de gestión de la política de aguas y está integrada por una o más cuencas hidrográficas vecinas, incluyendo todas sus aguas hasta los límites de las aguas subterráneas y costeras asociadas.

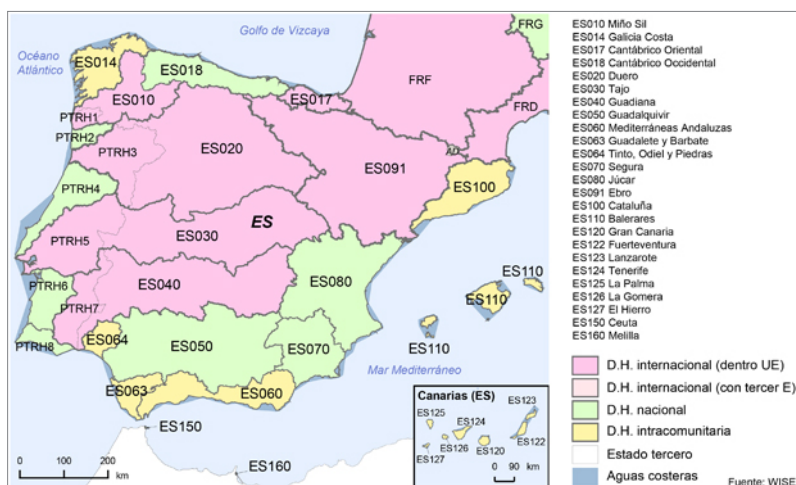


Figura II.1. Demarcaciones hidrográficas españolas. Fuente: *Elaboración del autor partiendo de mapa de WISE*

Para cada demarcación hidrográfica la Directiva exige que se designe la *autoridad competente y apropiada*, y se coordinen todos los programas de medidas para la consecución de los objetivos medioambientales.

Estas obligaciones también se trasladan a las demarcaciones internacionales, aceptando la existencia de diversas autoridades competentes y permitiendo que se utilicen sistemas de cooperación ya existentes.

En suma, la Directiva en un esfuerzo de eficacia y adaptación al medio natural, exige que la organización de la política de aguas se guíe por la gestión integrada de todos los tipos de aguas y la coordinación de todas las Autoridades y políticas públicas para una misma demarcación hidrográfica.

Estas exigencias deberían haber impedido situaciones como la ocurrida en la demarcación hidrográfica del Júcar a mediados de 2011. El Plan Hidrológico del Júcar había sido anulado parcialmente por la sentencia del Tribunal Supremo de 20 de octubre de 2004, se incumplía desde el año 2003 la necesaria designación de las demarcaciones hidrográficas (demarcación intercomunitaria del Júcar y demarcación intracomunitaria Valenciana), y por tanto seguía incumpléndose desde 2009 la aprobación del nuevo plan hidrológico. El problema in-

mediato era la falta de acuerdo político entre las Comunidades Autónomas afectadas y el Estado. El problema de fondo parecía ser la rentabilidad electoralista de mantener posiciones encontradas y la búsqueda de ventajas en el reparto del agua. Situaciones como esta no son aceptables, máxime cuando problemas mucho más importantes y con muchas más partes interesadas, como la gestión y protección del Danubio o el Rin, se habían logrado gestionar con acuerdos internacionales multilaterales.

1.3. El agua es finita y frágil

Si toda el agua de la Tierra ocupara un bidón de cien litros, el agua dulce sería poco más de una botella de dos litros y medio, pero como la mayoría de ella se encuentra en los glaciares y casquetes polares, la accesible no daría para llenar una cucharita de café. Esto pone de relieve que la sensación de abundancia mundial del agua, no implica necesariamente una abundancia local de agua dulce accesible y en buen estado.

Sin embargo, aunque esta realidad sea evidente, se razona y actúa con frecuencia como si el acceso al agua sólo dependiera de la tecnología. Se espera que el ingenio y el conocimiento científico puedan ayudar a saltar los límites que nos empeñamos en encontrar. La forma en la que se viene actuando es simple, se llama necesidad a todo lo que se codicia y se proclama que lo prioritario es satisfacer todas las necesidades, porque la satisfacción de la «sed de nuestros hijos» está por encima de cualquier otra cosa. En esta misión «heroica» puede haber ecosistemas perjudicados, pero es que no hay guerra sin «daños colaterales». Siempre queda el recurso al eufemismo o la metáfora engañosa y autocomplaciente.

Pero esta visión es un sueño que termina en pesadilla, porque el carácter finito del agua no sólo depende de la accesibilidad. No siempre es una cuestión de tecnología o de las infraestructuras que seamos capaces de construir para almacenar o extraer agua. Si se quiere que los cuerpos o masas de agua nos sigan suministrando servicios, se ha de tomar conciencia de que el agua disponible no es toda la que somos capaces de captar o extraer. El agua disponible es únicamente la que podemos extraer sin deteriorar el estado de los ecosistemas y acuíferos, y nos permite mejorar aquellos que se encuentran deteriorados. Se

trata de pensar y actuar con la lógica del equilibrio y no de la guerra, no debemos pensar en términos de lucha para vencer los límites que nos impone la naturaleza, sino vivir respetando las necesidades del medio natural que nos mantiene.

De otro lado, las características físico-químicas del agua hacen que la introducción de sustancias en dicho medio tenga una rápida y amplia dispersión, lo que hace que los ecosistemas acuáticos sean muy frágiles o vulnerables a la contaminación. La cuestión se agrava si se trata de aguas subterráneas ya que su proceso de descontaminación puede durar siglos. Así, frente a la idea de que el agua tiene una capacidad de depuración ilimitada, el estado de deterioro que hemos alcanzado en los ecosistemas acuáticos evidencia lo contrario.

La posibilidad de beber directamente agua de cualquier río salvo en las cabeceras suele ser un recuerdo o una ficción que recrean las películas y que nos ocupamos de desmentir para el bien de nuestros hijos.

Se actúa vertiendo en el agua todo cuanto desechamos pensando que al apretar el pulsador de la cisterna o tirar de la cadena, aquello desaparece de la realidad como de nuestra vista. Igualmente, se ha dejado de valorar el abono orgánico que producimos y se ha cambiado por abonos químicos, más fáciles de manejar, sin considerar los efectos de su uso generalizado.

Ha resultado fácil desentenderse de los efectos de la contaminación de agua porque no solían ser evidentes a corto plazo. El servicio ecosistémico de la depuración es eficiente, sin coste monetario, pero tiene límites que hemos superado con creces. Cuando se supera la capacidad de carga del ecosistema, éste deja de prestarnos ese servicio y comprendemos en nuestros bolsillos cuánto cuesta sustituirlo con tecnología. Además, necesitamos restaurar los ecosistemas dañados si queremos seguir manteniendo nuestra garantía de bienestar y restaurarlos o en el peor de los casos regenerarlos, son mejoras mucho más caras que evitar su deterioro.

Para completar la visión de estas características de finitud y fragilidad, recuérdese que van de la mano, pues los efectos de la contaminación dependen de la cantidad de agua en la que se introduzca (dilución).

Estas realidades han dado lugar a que la Directiva marco del agua evalúe el estado de los cuerpos o masas de agua en todos sus aspectos, cuantitativos, cualitativos o ecosistémicos, así como desde las presio-

nes e impactos humanos y en relación a la recuperación de costes de sus servicios.

También han hecho que la Directiva exija el establecimiento de programas de medidas y seguimiento que tienen por misión conseguir el buen estado de todas las masas de agua y seguir su evolución. De esta forma si las medidas adoptadas no fueran suficientes para lograrlo, el seguimiento lo detectaría y la Autoridad estaría obligada a implementar medidas adicionales.

1.4. El agua es interés común

Si el agua es vital, finita y frágil no debemos abandonar su cuidado a la iniciativa privada pues no habrá mano invisible que ordene su uso y la proteja. La ausencia de la intervención pública da lugar al llamado drama de los bienes comunes, o mejor dicho, de los bienes de libre acceso. Como además el agua es ubicua, todos los que ocupamos una cuenca hidrográfica, autoridades y ciudadanía, hemos de contribuir a protegerla o la deterioraremos de forma irreversible. Por todo ello, la gestión y protección del agua y sus ecosistemas asociados es un interés común que requiere una gestión pública.

Como ya hemos señalado al hablar de la respuesta a la ubicuidad del agua, todas las Autoridades están llamadas a actuar de manera coordinada para conseguir el buen estado de todas las masas de agua.

No obstante, si tuviéramos garantizada la coordinación de todas las autoridades eso no resolvería todos nuestros problemas de gestión. Aunque la coordinación es necesaria no es suficiente. Los usos y costumbres de una sociedad no se cambian por la mera voluntad y coordinación de sus autoridades. Es necesario que la sociedad esté preparada para ese cambio o que se la capacite para ello a través de la educación, la formación y la participación pública.

Pero cuando hablamos de participación pública no nos referimos a una mera audiencia pública cuando las principales opciones ya están tomadas. Esto es lo que se ha llamado participación «reactiva» porque se basa en la pasividad de la Autoridad a la espera de la reacción del público a una decisión casi cerrada. Esta participación ha sido generalmente una coartada y, en el mejor de los casos, un medio de participación insuficiente.

El concepto de participación establecido por el Convenio de Aarhus de 1998 exige un mayor esfuerzo de las Autoridades para lograr que el público se capacite y se involucre en participar en la adopción de las decisiones que afectan al medio ambiente. No es que ese modelo no pueda convertirse también en una coartada, pero incorpora un aumento de las garantías para evitarlo.

Estas son las razones por la que la Directiva marco del agua exige a los Estados el fomento de la participación pública activa en la aplicación de la política de aguas y, en especial, en el ciclo de planificación hidrológica.

Pero la sensibilidad pública que se busca en la protección de las aguas, no sólo viene por el conocimiento y la participación, es también necesaria la “activación” del que dicen es el «órgano» más delicado del hombre: el bolsillo.

Los mercados, esta metáfora impersonal de un sistema de dominación del interés propio y la codicia, funcionan ajenos a los costes del deterioro ambiental, lo que significa que no los paga el que se beneficia de ellos, sino todos y en especial las generaciones futuras.

La necesidad de mejorar la justicia económica y ambiental, así como lograr una mayor eficacia en la protección del agua y sus ecosistemas, han llevado a la Directiva marco del agua a exigir que se tenga en cuenta la recuperación de costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes ambientales y del recurso.

Se entiende por recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua el proceso en el que el beneficiado paga la parte proporcional que le corresponde de lo que ha costado prestarlos, tanto en lo que se refiere a los gastos administrativos, de funcionamiento o inversiones en obras, etcétera, como a los costes que tiene para el medio ambiente los efectos de la extracción, almacenamiento, distribución o tratamiento y depuración de las aguas usadas.

El grado de recuperación de estos costes en España es muy distinto dependiendo del tipo de costes y de los usos del agua. Los costes ambientales de la extracción del agua de los ecosistemas no se recuperan ni se contabiliza en ningún caso conocido. Los costes de la contaminación de las aguas sólo se recuperan parcialmente cuando se trata de vertidos puntuales, ya que en la contaminación difusa no existe ni siquiera esta recuperación parcial. Ejemplo de ello es el uso de fertilizantes y fitosani-

tarios agrícolas, uno de los mayores problemas de contaminación hídrica. Los costes de las inversiones en obras hidráulicas se recuperan en una proporción reducida y en donde sí parece existir un grado razonable de recuperación, es en los costes de su funcionamiento. En cualquier caso, en la medida en la que se omite esta recuperación se produce un desplazamiento de los costes en perjuicio de todos y, especialmente, de las generaciones futuras. Es un efecto injusto y la Directiva trata de limitarlo.

La infrautilización de las desaladoras en la costa mediterránea ejemplifica este problema. Se partía de una situación de estrés hídrico con sobreexplotación severa de los acuíferos e indisciplina generalizada. Como respuesta se construyeron desaladoras para satisfacer los llamados déficit hídricos y evitar la sobreexplotación. Pero para sorpresa de los esperanzados biempensantes, los sobreexplotadores del acuífero siguen extrayendo agua del acuífero porque les resulta más barato que pagar el agua desalada, aunque esté en su mitad subvencionada. Mientras, las desaladoras están paradas o producen por debajo de su umbral de rentabilidad. Así el daño ambiental que supone esta sobreexplotación lo padecemos ya nosotros, pero sobre todo lo sufrirán las futuras generaciones. En estas circunstancias y sabiendo que somos más disciplinados en el cumplimiento de nuestras obligaciones tributarias que en las hídricas, si recuperamos costes en la extracción y sobreexplotación de acuíferos como exige la Directiva marco del agua, el agua desalada resultará más barata que la procedente de sobreexplotación y podríamos mejorar el estado de los acuíferos deteriorados.

1.5. El objetivo del buen estado

Una vez que conocemos las certezas más importantes sobre las que se construye el marco jurídico de la política de aguas, nos queda conocer el principal objetivo concreto que la anima. Es un deseo hecho deber que impone la Directiva marco del agua: el buen estado de todas las masas de agua a más tardar en dos mil quince.

Estamos ante un objetivo transnacional, compartido por todos los Estados de la Unión Europea. Para su consecución se ha seguido una técnica usual en el proyecto de integración europea, un calendario escalonado, preciso y obligatorio con el que la Directiva marco del agua pretende garantizar la eficacia en el cumplimiento de sus objetivos.

Calendario básico de la Directiva marco del agua	Año
Adopción de la Directiva.	2000
Adaptación de los Estados Miembros. Designación de las demarcaciones hidrográficas y las autoridades competentes.	2003
Para cada demarcación hidrográfica se habrán concluido los estudios previos: análisis de las características de la cuenca fluvial; estudio del impacto ambiental de la actividad humana; análisis económicos del uso del agua.	2004
Programas de seguimiento del estado de las aguas y zonas protegidas.	2006
Publicación de los planes hidrológicos de cuenca en cada demarcación hidrográfica. Establecimiento de los programas de medidas para cada demarcación hidrográfica.	2009
Tarifación adecuada para la recuperación de costes y el uso eficiente.	2010
Establecimiento y aplicación de controles de contaminación combinados Operatividad de las medidas establecidas en los Programas de medidas. Informe intermedio sobre aplicación de los planes hidrológicos de cuenca.	2012
Revisión de los estudios previos de cada demarcación hidrográfica y posteriormente cada seis años.	2013
Primera actualización de los planes hidrológicos de cuenca y posteriormente cada seis años. Alcanzar el objetivo del buen estado de las masas de aguas superficiales y subterráneas, y de protección de las zonas protegidas.	2015
Revisión de la Directiva marco del agua.	2019

Cuadro II.1. Calendario básico de aplicación de la Directiva marco del agua.

El concepto utilizado, el buen estado de las masas de agua, va más allá de las anteriores concepciones de calidad. En las masas de agua superficiales no sólo se exige un buen estado químico, sino también el buen estado ecológico. En las masas de aguas subterráneas comprende tanto su calidad química como su estado cuantitativo, y este viene determinado por las necesidades de los ecosistemas dependientes del acuífero. En general, la vinculación entre agua y ecosistemas que exige la Directiva para determinar el estado de las masas de agua es un salto cualitativo muy importante hacia la eficacia de la protección ambiental, siempre que se aplique correctamente.

El momento elegido para cumplir este objetivo fue quince años después de la aprobación de la Directiva, en el dos mil quince, cuando se cumpliera el primer ciclo de planificación hidrológica. Los primeros planes debieron estar aprobados y publicados en dos mil nueve y España se hizo merecedora de un procedimiento de infracción por el retraso generalizado, salvo en el caso de las Cuencas Internas de Cataluña.

2. La dimensión actual de los problemas: incertidumbres construidas

La visión más generalizada sobre los problemas de la política de aguas española se ha centrado durante mucho tiempo en la cantidad. Se ha diferenciado entre la España húmeda y la España seca, y se ha personalizado y culpabilizado a la naturaleza de caprichosa y desordenada porque no llovía donde más se necesita. El ejemplo más evidente de esta visión es el llamado «desequilibrio hidrográfico». Partiendo de esa aproximación antropocéntrica se ha considerado que la distribución de las lluvias en la geografía española es un desequilibrio porque era la causa de que se «perdieran» para la economía española miles de millones de litros de agua cada año. Como si la razón de ser de la lluvia fuera servir al crecimiento económico y se olvidara su función en el ecosistema.

Una visión algo más amplia de los problemas a los que responde la política de aguas se centra en dos presiones: la sobreexplotación y la contaminación de las aguas. Es decir, además de los problemas cuantitativos se incorporan los problemas cualitativos, la calidad del agua necesaria para su uso. Esta preocupación ha evolucionado con-

forme se generalizaba el deterioro de las fuentes de suministro, pero referida generalmente al destino humano (ingesta, regadío, pesca, acuicultura, industria, etc.) y no a todas las funciones que cumple en el ecosistema que alimenta.

El final de siglo XX trajo consigo la conciencia sobre una nueva dimensión de los problemas. La globalización de la sobreexplotación y contaminación de los ecosistemas ha cambiado el ritmo de la evolución y los equilibrios existentes en la Biosfera y, ello, ha aumentado de forma inesperada e intensa el grado de incertidumbre en el futuro acceso a los servicios ecosistémicos de los que dependemos. Esta nueva dimensión de las incertidumbres construidas por la sociedad industrial, ha conducido a que nos preguntemos sobre la hipótesis de Medea, según la cual el éxito de una especie en la evolución la lleva a autodestruirse en su explotación de los recursos hasta el colapso del ecosistema (Ward, 2009). El análisis de las culturas que perecieron por el colapso de los ecosistemas que las alimentaban nos puede ayudar a comprender cuál es nuestra situación. Conocemos los riesgos de actuar como lo estamos haciendo, percibimos cuál es el origen del problema y sabemos cuáles son las soluciones, pero no logramos actuar colectivamente para invertir el avance hacia el colapso, algo parecido a lo que ocurrió en la prehistoria a la sociedad polinésica de la Isla de Pascua (Diamond, 2006).

La concepción productivista de los ecosistemas y del agua que ha caracterizado a la sociedad industrial, se formula a espaldas de las certezas que se han expuesto más arriba y consolidan una gestión predatora de los ecosistemas. Como ha puesto de manifiesto Naredo «La especie humana se ha erigido en la cúspide de la pirámide de la deprecación planetaria» (Naredo, 2006).

Las incertidumbres sobre la disposición de agua en cantidad y calidad suficiente, así como el resto de los servicios que nos brindan sus ecosistemas (regulación, depuración, etc.), la hemos construido después de sobreexplotar y contaminar de forma sistemática la mayor parte de las masas de agua de las que vivimos, especialmente durante el siglo XX.

El estrés hídrico al que hemos sometido nuestras cuencas hidrográficas nos ha hecho más vulnerables a las sequías. No es extraño escuchar que el levante español se encuentra sumido en una sequía

estructural, cuando en realidad se trata de una escasez producida por la acción concertada y planificada de usuarios y Administración que ha contado con el respaldo social. Hay que recordar que los acuíferos y los ecosistemas en buen estado pueden seguir prestando servicios ecosistémicos y se recuperan con rapidez ante situaciones naturales extraordinarias, tienen mayor resiliencia, pero su deterioro reduce esta posibilidad hasta agotarla. El lenguaje que se utiliza en este caso, como en tantos otros, parece desplazar las responsabilidades humanas a una naturaleza caprichosa, de ahí la sequía estructural, como si los daños que soportamos tuvieran una única causa: el fenómeno natural de la sequía.

Una situación similar encontramos ante el fenómeno de las inundaciones. Eliminamos las llanuras de inundación y construimos de forma autorizada o ilegal en las zonas inundables, aumentando nuestra fragilidad ante las avenidas. Sin embargo, cuando una avenida ocupa esos espacios responsabilizamos a la naturaleza arbitraria de los daños, olvidando nuestra responsabilidad directa en ellos.

Menos posibilidades de desplazar culpas tenemos con los riesgos químicos. La producción generalizada y el uso profuso de nuevos productos químicos bajo permisivos procesos de autorización, han generado también importantes riesgos e impactos ambientales de contaminación de las aguas continentales y marinas. Este problema se inició a gran escala tras el final de la segunda guerra mundial (Carson, 2001) y se ha venido repitiendo de forma sucesiva en el tiempo. Esta situación obliga a revisar de forma periódica los análisis de las aguas para hallar nuevos compuestos que hasta ese momento no se consideraban como un riesgo.

Este repaso por las mayores incertidumbres relativas a los servicios ecosistémicos relacionados con el agua se completa en su dimensión física con el calentamiento global. Su influencia sobre el cambio climático ha producido la mayor fuente de incertidumbre que hayamos conocido jamás, con efectos muy importantes en la disponibilidad de agua y en los fenómenos extremos. La abundante literatura y atención al respecto, aunque no haya tenido mucho éxito para la adopción de medidas significativas a escala planetaria, sí nos permite remitirnos a ella en esta revisión de incertidumbres construidas.

También es fuente inagotable de incertidumbres la adopción de decisiones sin participación pública activa y real. La concepción hasta ahora dominante ha partido de que las Administraciones Públicas convenientemente asesoradas por los técnicos sabían «mejor» que los administrados lo que les convenía. Sin embargo, el alto grado de arbitrariedad que esta forma de gobierno ha introducido (recordemos que todas las incertidumbres señaladas con anterioridad se han legitimado con decisiones públicas), los avances científicos en el conocimiento de los ecosistemas, la mayor formación de la población, las reivindicaciones de participación en las decisiones públicas, entre otros factores, han hecho entrar en crisis esa visión paternalista. Ya no basta con haber ganado unas elecciones y tener el asesoramiento de determinados técnicos y expertos, para legitimar de forma democrática una decisión: hay que decidir con el público interesado.

3. La respuesta: una política de aguas planificada, integrada y participativa

A través de las ideas claves que se han expuesto puede obtenerse una primera aproximación a la política de aguas que ha sido matizada por la nueva dimensión que tienen los problemas a los que responde. Ahora es necesario contar con una visión más estructurada y dinámica para comprender su funcionamiento.

Ha de partirse de la idea de que la política de aguas es una política de protección ambiental. Esto es algo que aún no ha sido asumido de forma generalizada pues la política de aguas española fue durante mucho tiempo una política de fomento del regadío. El punto de inflexión de este cambio fue, como para tantas otras políticas públicas, nuestra entrada en Unión Europea con un estándar mayor de protección ambiental y, de forma más reciente, la Directiva marco del agua. No es que antes no existiera una acción pública de protección de las aguas, sino que esta no era un objetivo prioritario y ampliamente planificado.

El funcionamiento de toda política ambiental o de protección del medio natural podría representarse de forma sintética conforme a la figura II.2.

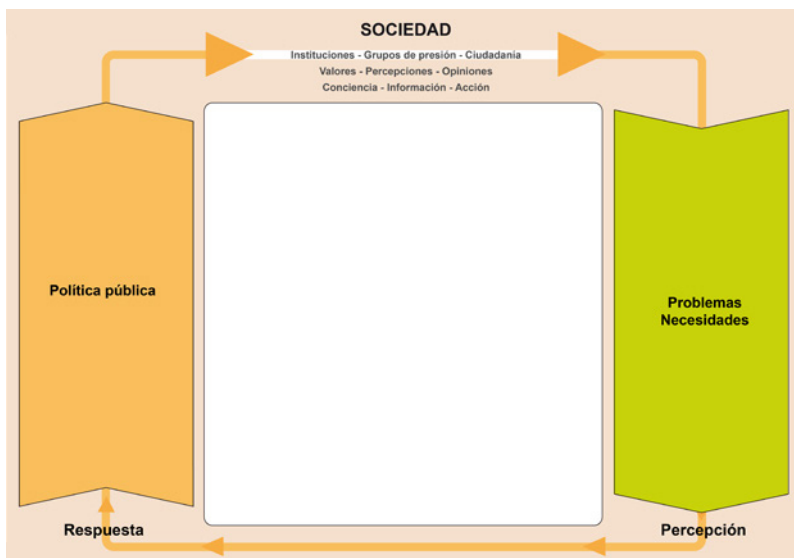


Figura II.2. Esquema de la política ambiental. Fuente: *Elaboración propia*.

En esta figura el fondo en el que todo sucede es la sociedad y su medio, compuesta por unos sujetos que pueden diferenciarse en la ciudadanía, los agentes económicos y las instituciones. La sociedad así resumida cuenta con unos valores predominantes que condicionan su forma de percibir la realidad y sus opiniones, y en este marco de valores los individuos según la conciencia e información que tienen de la realidad, actúan.

Sobre este fondo hay que añadir su relación con el medio y los **problemas** y **necesidades** que comporta dicha relación. Ante estos problemas la sociedad condicionada por sus valores y a través de sus actores, percibe dichos problemas y elabora una respuesta que se pretende racionalizar a través de la política pública. Esa política pública se supone que ha de influir sobre la actuación de la sociedad y así resolver o reducir los problemas a los que responde.

En este sencillo bucle se esquematiza el proceso de funcionamiento de una política ambiental como es la del agua. Téngase en cuenta que este esquema tiene como objetivo facilitar la comprensión de dicho funcionamiento, no describirlo de forma completa. Pero permaneciendo en

el plano esquemático, aún se pueden analizar con algo más de detalle dos de los elementos esenciales de este funcionamiento: los problemas o necesidades y la política pública que responde a dichos problemas.

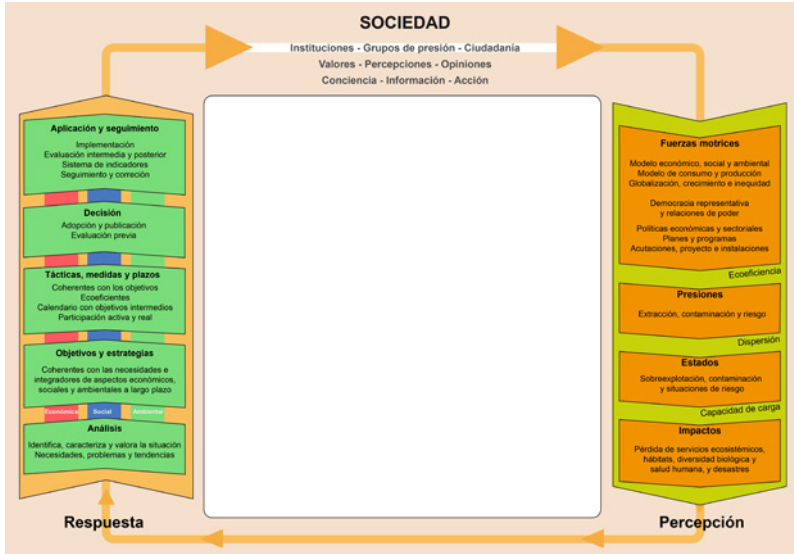


Figura II.3. Esquema detallado de los problemas y la política pública.
Fuente: *Elaboración propia.*

Para analizar los problemas o necesidades ambientales conviene utilizar el enfoque fuerzas motrices, presiones, estados, impactos y respuestas (FPEIR o DPSIR en inglés) (EEA, 1999). Este marco conceptual pretende describir los problemas ambientales a través de una cadena causal, donde cada eslabón es efecto del eslabón anterior y causa del siguiente.

Según este enfoque (figura II.3), las **fuerzas motrices** (el crecimiento económico en el modelo de producción y consumo dominante) generan unas **presiones** (extracciones de recursos naturales y emisiones contaminantes) que cambian los **estados** del medio (la calidad y equilibrio del medio natural) y producen unos **impactos** (el deterioro de los ecosistemas, la reducción de la biodiversidad, el peligro para la salud humana, etcétera), dando lugar a la **respuesta** de la sociedad (medidas paliativas, preventivas y de restauración).

Este enfoque causal se ha completado añadiendo aquellos elementos que pueden influir en las relaciones entre los distintos eslabones de manera significativa. El contexto espacial y temporal donde se produce el problema ambiental influye de manera muy importante en todos los eslabones y las relaciones entre ellos. El ejemplo más claro se puede encontrar en que se trate de un país desarrollado o en desarrollo. La eficiencia y ecoeficiencia con la que se realicen las actividades económicas determinará el aumento o reducción de sus presiones sobre el medio natural (fuerzas motrices – presiones). La dispersión con la que se realizan las presiones sobre el medio natural determina la producción de estados (presiones – estados). La capacidad de carga y los umbrales de resiliencia de los ecosistemas que soportan los cambios de estado determinará los impactos que se producen en ellos (estados – impactos). La percepción y la evaluación de los riesgos, costes y beneficios de la acción o inacción por la sociedad determinará su respuesta al problema ambiental (impactos – respuesta). Por último, la eficacia de las respuestas y el eslabón o eslabones de la cadena al que se dirijan determinarán los resultados que se obtengan (respuesta - resultados).

Si ahora lo que se analiza con más detalle es la respuesta al problema ambiental ante el que se encuentra la sociedad, es importante tomar en cuenta los aspectos económicos, sociales y ambientales en el diseño y aplicación de la política, es decir en todo su recorrido. El primer paso para diseñar correctamente una política es un concienzudo **diagnóstico** del problema, las necesidades y tendencias que se producen (análisis y estudios previos de la planificación hidrológica). Analizado el problema pueden establecerse los **objetivos** que reducirán o acabarán con dicho problema a largo plazo, estos objetivos han de ser coherentes con las necesidades a las que responden (objetivos medioambientales y esquema de temas importantes en la planificación hidrológica). Fijados los objetivos, es necesario dotarse de los **medios** necesarios para conseguirlos. Estos medios han de ser coherentes con los objetivos, y eficaces y ecoeficientes en su consecución (plan hidrológico de cuenca y programa de medidas). Las medidas a adoptar deben escalonarse en el tiempo en un **calendario** preciso con metas intermedias e indicadores que permitan conocer en cada momento si se alcanzarán

los objetivos finales. Por último, resulta imprescindible **evaluar** y hacer un seguimiento los resultados para corregir el diseño o la aplicación de la política implementada (programa de seguimiento en la planificación hidrológica).

Un ejemplo sencillo de este funcionamiento se puede encontrar en el problema de la contaminación por nitratos. Las fuerzas motrices son fundamentalmente la agricultura, la ganadería y los asentamientos urbanos. Las presiones son la contaminación de las aguas por fertilizantes agrícolas, los purines y las aguas residuales de las aglomeraciones urbanas. Los estados son las alteraciones de la calidad de las aguas que se eutrofizan. Los impactos son la falta de idoneidad del agua contaminada para mantener especies o ecosistemas autóctonos y para su uso humano. La respuesta comienza por diagnosticar el problema y las tendencias, establecer unos objetivos de prevención en todas las masas de agua y restauración de las masas de aguas deterioradas, y establecer medidas como la aprobación de normas que limitan el uso de fertilizantes y el vertido de purines, u obligan a un mayor tratamiento de las aguas residuales. El seguimiento de los efectos de estas medidas se realiza a través de la calidad del agua y los ecosistemas. El mismo indicará si la evaluación previa era correcta y se soluciona o si hay que adoptar medidas más estrictas.

En cualquier caso, la política pública necesita para su eficacia y legitimación democrática la participación del público y para ellos se ha establecido un conjunto de normas de participación pública que pretenden la implicación activa y real de la ciudadanía como se verá más adelante.

No debe concluirse esta breve visión de la política de aguas sin señalar un elemento citado e imprescindible para su eficacia: **la integración**. El carácter integrado de esta política pública tiene múltiples dimensiones y se refieren tanto a los distintos tipos de aguas (dulce, salada o salobre, superficial o subterránea, etc.), como a los saberes (locales, técnicos o científicos), como a las distintas competencias concurrentes (agua, agricultura, turismo, industria, ordenación del territorio, o urbanismo). Como ya se avanzó en las ideas claves, los problemas de integración requieren un gran esfuerzo para conseguir resultados aceptables.

Análisis y estudio previos: diagnóstico de la situación de partida a la que ha de responder la planificación hidrológica. Se circunscriben a una demarcación hidrográfica y lo integran un análisis de las características de las aguas y ecosistemas acuáticos, un estudio de las presiones e impactos de las actividades humanas, y un análisis económico el uso del agua. Se recoge sintetizado en el estudio general de la demarcación hidrográfica.

Plan hidrológico de cuenca: principal instrumento de planificación hidrológica que cada seis años y de forma participativa revisa el estado de las masas de agua de una demarcación hidrográfica, establece los objetivos medioambientales y de uso sostenible y contiene un resumen del programa de medidas para alcanzarlos.

Programas de medidas y programa de seguimiento: El programa de medidas es el conjunto de actuaciones que han realizarse para alcanzar los objetivos de la planificación hidrológica. El programa de seguimiento es el conjunto de análisis e informes que se realizan para obtener información actualizada de la evolución del estado de las masas de agua. Ambos programas constituyen un sistema continuo de aplicación y seguimiento del plan hidrológico de cuenca en todas las masas de agua de una demarcación hidrográfica. En caso de que el seguimiento muestre que no se van a lograr los objetivos medioambientales dicho sistema revisa el diagnóstico y promueve la aplicación de medidas complementarias o adicionales para conseguir dichos objetivos.

Medida: cada una de las actuaciones recogidas en el programa de medidas para la consecución de los objetivos de la planificación hidrológica (por ejemplo, el establecimiento de un régimen ecológico de caudales, la restauración de un humedal o un el canon de vertidos). La selección de las medidas incluidas en el programa se lleva a cabo previo análisis coste eficacia entre las que resultan factibles.

Cuadro II.2. Instrumentos de planificación hidrológica.

4. La participación pública en la política de aguas

La necesidad de que la acción pública sea participativa se basa en razones éticas, políticas y de mera eficacia. Pero hay aspectos de esta materia que requiere una explicación más detallada.

Como en cualquier política pública se pueden distinguir, en una visión vertical, tres niveles de decisión: las decisiones de más alto nivel relativas a sus directrices y orientaciones generales, las decisiones de segundo nivel sobre planes y programas que establecen las estrategias para su desarrollo y las decisiones de tercer nivel sobre los proyectos y acciones en los que se concretan las anteriores.

Como es un orden vertical, comporta una relación jerárquica. Así, un proyecto no debe oponerse a lo que establece un plan o programa y estos no deben contradecir los criterios y orientaciones de la política de que se trate. Por lo tanto, la transcendencia de influir en las decisiones es mayor cuanto más arriba estemos en dicho orden jerárquico.

La participación pública entendida como un proceso de consulta y diálogo en la toma de decisiones cabe en cada uno de estos tres niveles de decisión. Así se consideró en el Convenio de Aarhus de 1998, que establece obligaciones diferenciadas en cada uno de los niveles.

Se va abordar con cierto detalle la participación pública en los planes y programas, en especial en la planificación hidrológica que es la regulada en la Directiva marco del agua, no siendo objeto de análisis la participación pública en otros ámbitos como los proyectos de obras hidráulicas o actuaciones concretas.

4.1. La participación en la planificación hidrológica

La participación pública en la toma de decisiones sobre la elaboración, modificación y revisión de los planes, programas y normas reglamentarias u otros instrumentos normativos obligatorios de aplicación general se recoge en el Convenio de Aarhus de 1998 y ha sido desarrollada a través de distintas normas, entre las que se encuentra la evaluación ambiental estratégica¹ y la Directiva marco del agua².

1. Directiva 2001/42 y Ley 21/2013.

2. Directiva 2000/60 y Real Decreto Legislativo 1/2001.

En la política de aguas esta participación se realiza en lo que podríamos denominar el ciclo de planificación hidrológica. Se utiliza la expresión «ciclo de la planificación hidrológica» para referirse al procedimiento participativo de decisión y aplicación del plan hidrológico de cuenca o demarcación y los programas de medidas y seguimiento que lo complementan.

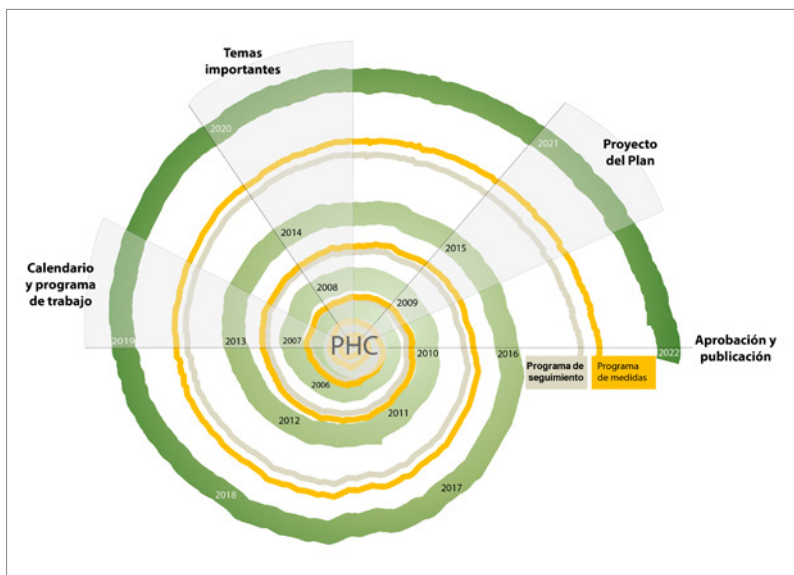


Figura II.4. Esquema del ciclo de planificación hidrológica con las fases de consulta. Fuente: Elaboración propia.

Si se observa la figura II.4, puede advertirse que el procedimiento de planificación se revisa con una periodicidad de seis años en los que se repiten distintas fases: la fase previa a la aprobación del proyecto; fase de decisión o aprobación; y fase de seguimiento y evaluación.

Fase		Contenido	Destinatarias
Previa	Programación	Calendario, programa de trabajo y estudio general de la demarcación.	Público y todas las partes interesadas.
	Estrategias	Esquema provisional de los temas importantes para la gestión de aguas.	Público y todas las partes interesadas.
		Programa de medidas: incluida propuesta de caudales ecológicos.	Todas las partes interesadas.
		Evaluación ambiental: documento inicial estratégico, consultas y documento de alcance.	Autoridades e interesados.
Decisión	Proyecto	Proyecto de plan hidrológico de cuenca y del programa de medidas. Evaluación ambiental: estudio ambiental estratégico.	Público y todas las partes interesadas.
	Aprobación	Aprobación (aportaciones y respuestas). Publicación y difusión del plan hidrológico de cuenca. Evaluación ambiental: declaración ambiental estratégica.	Público y todas las partes interesadas.
Seguimiento y evaluación		Aplicación de medidas, seguimiento del estado de las masas de agua y evaluación intermedia del programa de medidas.	Todas las partes interesadas.

Cuadro II.3. Fases de la participación pública en la planificación hidrológica.
Fuente: *Elaboración propia.*

Como puede verse en el cuadro II.3 se recogen tres fases: previa, decisión y seguimiento, que comprenden cada una de ellas distintas acciones sucesivas.

La programación se realiza con tres años de antelación a la publicación del plan hidrológico de cuenca. Concreta la Directiva marco del agua que la Autoridad competente deberá de publicar y poner a disposición del público un calendario y un programa de trabajo sobre la elaboración del plan, con inclusión de una declaración de las medidas de consulta que habrán de ser adoptadas, concediendo un plazo mínimo de seis meses para la presentación de observaciones por escrito. La adaptación del Derecho español establece como documentos de esta consulta el programa de trabajo que incluye un calendario y el estudio general de la demarcación. Esta acción habrá cumplido su finalidad si la sociedad conoce la existencia del procedimiento, la importancia y efectos que puede tener y toma conciencia de la necesidad de involucrarse. Se trata de que la sociedad pueda implicarse «cuando todas las opciones y soluciones sean aún posibles y cuando el público pueda ejercer una influencia real».

Tras la programación existe un conjunto de acciones que podrían agruparse como deliberación de las estrategias y proyecto que tiene como objeto difundir el contenido de lo que será el plan, programa o disposición general y establecer un diálogo con el público. Es importante en esta fase destacar la necesidad de que la información que se difunda sea adecuada a los destinatarios y que el diálogo social que se establezca sea transparente, real y amplio. El Convenio de Aarhus de 1998 establece el derecho del público a expresar por escrito y en un plazo razonable, su opinión ante las autoridades públicas sobre la decisión propuesta.

Sigamos con el detalle de las acciones que comprende esta deliberación de las estrategias y el proyecto. Dos años antes de la fecha prevista para la aprobación del plan hidrológico de cuenca, la Autoridad competente difundirá un esquema provisional de los temas importantes que se plantean en la cuenca hidrográfica en materia de gestión de aguas y concederá un plazo mínimo de seis meses para la presentación de observaciones por escrito con objeto de permitir una participación y consulta activa³. La adaptación española se realiza diferenciando la

3. Artículo 14.1.b de la Directiva 2000/60

participación pública de las partes interesadas que se consultan de forma directa por un plazo de tres meses, de la relativa al público en general que se prolonga durante seis meses⁴, diferenciación que no tuvo especial significación en las primeras consultas de la planificación hidrológica 2009-2015. La deliberación de las estrategias supone también una revisión de los análisis y estudio previos de diagnóstico y prognosis de la demarcación hidrográfica⁵ en lo que se refiere a los temas importantes.

La acción de consulta del proyecto se produce un año antes de su publicación, la Autoridad competente publicará y pondrá a disposición del público ejemplares del proyecto de plan hidrológico de cuenca, concediendo un plazo mínimo de seis meses para la presentación de observaciones por escrito⁶. La adaptación española vuelve a diferenciar la participación pública de las partes interesadas que se consultan de forma directa por un plazo de tres meses, de la relativa al público en general que se prolonga durante seis meses. Este momento se hace coincidir con la participación pública exigida por la evaluación ambiental estratégica sometiendo a consulta el estudio ambiental estratégico del proyecto de plan hidrológico de cuenca. La fase de decisión de este procedimiento se alcanza cuando se adopta, publica y difunde la resolución tomada en la que habrán de ser tenidas debidamente en cuenta los resultados de la participación pública.

En el procedimiento de planificación hidrológica la Directiva marco del agua no establece directamente que los resultados de participación pública hayan de tenerse en cuenta, pero sí lo hace de forma indirecta al exigir que en el plan hidrológico de cuenca se recoja «un resumen de las medidas de información pública y de consulta tomadas, sus resultados y los cambios consiguientes efectuados en el plan». La adaptación española establece la necesidad de tener en cuenta las consultas realizadas en el proyecto de plan hidrológico de cuenca. Como puede observarse la participación pública en la elaboración y aprobación de los planes, programas y disposiciones generales tiene ya un desarrollo normativo amplio, especialmente en el caso de la planificación hidro-

4 Artículo 79 del Real Decreto 907/2007

5. Artículos 5 de la Directiva 2000/60, 41.5 del RDL 1/2001 y 78 del RD 907/2007

6. Artículos 14.1.c y 14.2 de la Directiva 2000/60

lógica. Si bien parece que sería necesario unificar los procedimientos para impedir la diversidad existente.

Pero el ciclo de la planificación hidrológica no termina aquí y por tanto tampoco el fomento de la participación pública activa en la aplicación de la Directiva marco del agua. Ésta establece que «los Estados miembros fomentarán la participación activa de todas las partes interesadas en la aplicación de la presente Directiva, en particular en la elaboración, revisión y actualización de los planes hidrológicos de cuenca». El ámbito de aplicación «particular» de esta obligación de fomento es el ciclo de planificación hidrológica, es decir «la elaboración, revisión y actualización de los planes hidrológicos de cuenca», y además tiene otro ámbito de aplicación que podríamos denominar «general», que es «la aplicación de la presente Directiva [2000/60]». Por tanto, la obligación de fomentar la participación pública no puede circunscribirse única y exclusivamente al período de consultas establecidas durante los tres años anteriores a la publicación del plan hidrológico de cuenca.

La Directiva marco del agua exige a la Administración del agua y al resto de autoridades del Estado, que cuiden e impulsen la implicación de todas las partes interesadas en la política de aguas, y en particular en el ciclo de planificación hidrológica que ha de comprender tanto su elaboración y revisión, como su seguimiento y evaluación.

4.2. La información ambiental y el acceso a la justicia

La circulación y la calidad de la información determinan el lugar que ocupa la protección ambiental entre los valores sociales, la manera en la que se percibe la realidad y las opiniones sobre esta. En definitiva determina la opinión pública, ese poder tan denostado como elogiado que puede cambiar los hábitos sociales y las agendas políticas. Esto explica el papel que se le concede en las políticas ambientales como parte consustancial a la participación pública.

Desde una perspectiva jurídica, la política europea de medio ambiente actúa en distintos ámbitos para lograr esa circulación y calidad de la información. Por un lado, en la práctica totalidad de las normas ambientales comunitarias se establece la obligación de realizar informes periódicos sobre el estado del medio en cuestión que debe realizarse con metodologías comunes para aportar datos a la Unión Europea que sean fiables y comparables. De otro lado, existe la obligación de difundir y el derecho a

acceder a la información medioambiental. En este último derecho de acceso insiste la Directiva marco del agua respecto de todos los documentos de referencia utilizados para elaborar el plan hidrológico de cuenca.

El acceso a la justicia administrativa y jurisdiccional constituye el tercer pilar sobre el que se construye el Convenio de Aarhus de 1998. En el Derecho español se ha desarrollado el acceso a la justicia con la denominada «acción popular en asuntos medioambientales» en la Ley de participación pública ambiental. Esta acción permite que los actos y, en su caso, las omisiones imputables a las autoridades públicas que vulnere las normas relacionadas con el medio ambiente, puedan ser recurridas administrativa o judicialmente por cualesquiera personas jurídicas sin ánimo de lucro que reúnan los requisitos establecidos en dicha Ley.

4.3. Los efectos de la participación pública

Por último, conviene analizar determinados efectos que puede tener la participación pública según cómo se lleve a cabo. Existen dos parámetros claves para analizar el grado de eficacia de la participación pública: su carácter proactivo o reactivo, y su carácter de real o aparente. Conforme a estos dos parámetros se pueden generar efectos encontrados que se sintetizan en la figura II.6.

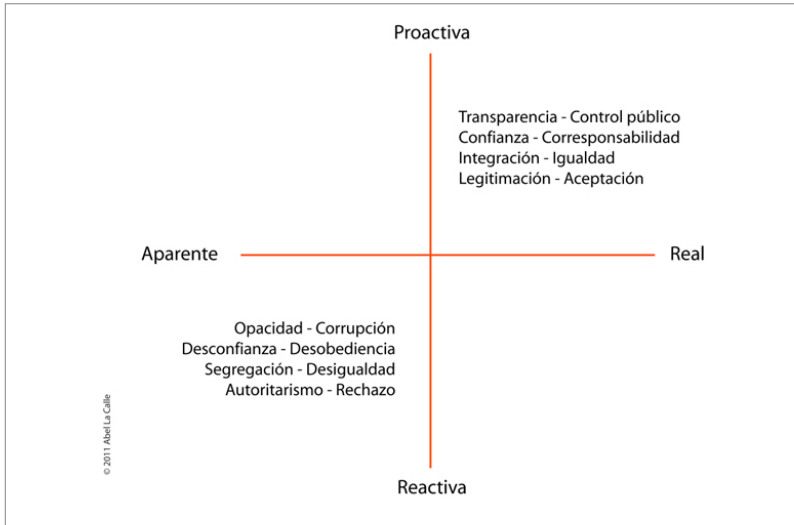


Figura II.5. Gráfico de los efectos de la participación pública. Fuente: Elaboración propia.

Desde la perspectiva del sistema democrático, la participación pública activa y real mejora la transparencia al permitir un mayor control de las políticas públicas. Este control público y el debate que genera, obliga a explicitar los motivos de las decisiones y somete a contradicción los argumentos e intereses de las partes. Todo ello viene a facilitar la intervención de las instituciones de control público como el Parlamento, el Defensor del Pueblo o la justicia, pues cuentan con más y, generalmente, mejor información para realizar su función. Por el contrario, si la participación es reactiva o aparente, la opacidad pública facilita la influencia de los grupos de presión económicos y, en última instancia, la corrupción. Desde el punto de vista del público, la participación activa y real aumenta la confianza en los gobernantes y sus decisiones con lo que incrementa la corresponsabilidad con las políticas públicas. Ello, en definitiva, redundará en una mayor eficacia en la aplicación de las normas. Sin embargo, si la participación es reactiva o aparente, genera desconfianza en las autoridades y sus decisiones, lo que aumenta la desobediencia y el conflicto.

Desde un punto de vista social, la participación pública activa y real permite que se reduzca el desequilibrio existente entre la sociedad civil y los grupos de poder económico que tienen siempre una mayor capacidad de influir sobre la toma de decisiones. Esta necesidad de equilibrio es la que aconseja que la financiación de la participación pública comprenda la de expertos independientes para contrastar y mejorar los aspectos técnicos desde las percepciones de la sociedad civil. Una sociedad civil confiada por los procesos de participación constituye una garantía de vitalidad política y una mejor preparación para los desafíos que nos depara la crisis de nuestro modelo social y de pensamiento, el crecimiento económico y la globalización. Por el contrario, si se realiza una participación reactiva o se lleva a cabo como una mera formalidad, se está facilitando la influencia de los grupos de poder económico y generando segregación de posiciones, desigualdad social y desconfianza. Por ende esto nos coloca en una situación más frágil para enfrentarnos a los desafíos de nuestra sociedad.

Desde la perspectiva de la Autoridad pública, la participación otorga legitimidad y aceptación a quien la lleva a cabo de una manera real y proactiva. Sin embargo, quien la utiliza como una mera representación formal cuyos resultados no se tienen en cuenta, pierde credibili-

dad social y aumenta la percepción de autoritarismo, produciendo un rechazo a las decisiones y, lo que es peor, escepticismo social sobre el buen gobierno.

5. Conclusiones

El deterioro de los ecosistemas acuáticos y las incertidumbres que ello genera en la Unión Europea han llevado a adoptar un marco jurídico común que trata de protegerlos y contribuir a su uso sostenible.

Este marco jurídico parte de las certezas que la experiencia nos ha proporcionado entorno al agua, su carácter vital, ubicuo, finito y frágil, así como de la necesidad de considerarla un patrimonio e interés común.

La política diseñada por la Directiva marco del agua es una acción planificada que persigue integrar todos los aspectos que influyen en su eficacia. Su objetivo concreto más importante es la consecución del buen estado de todas las masas de agua de la Unión Europea en 2015.

Este cambio en la política de aguas coincidió con la aplicación de un nuevo marco jurídico de la participación pública en materia de medio ambiente, el establecido con el Convenio de Aarhus de 1998. Esta coincidencia ha hecho de la planificación hidrológica una pionera en el nuevo modelo de participación pública ambiental.

En este contexto resulta necesario por parte de la Administración realizar un mayor esfuerzo de aproximación a otras formas de decisión más democráticas y por las partes interesadas a conocer e intensificar el ejercicio de los derechos y garantías jurídicas que permitan afianzar al completo el nuevo marco institucional.

Bibliografía

Arrojo, P. (Coord.) (2004). *El agua en España: propuestas de futuro*, Ediciones del Oriente y del Mediterráneo, Madrid, España.

Carson, R.L. (2001). *Primavera silenciosa*, Crítica, Barcelona, España.

Diamond, J. (2006). *Colapso. Por qué unas sociedades perduran y otras perecen*, Random House Mondadori, S.A., Barcelona, España.

EEA, European Environmental Agency (1999). *Environmental indicators: typology and overview*. Technical Report no. 25, Copenhagen, Denmark.

Del Moral, L. y Hernández-Mora, N. (Coords.) (2008). *Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas*, CD-ROM, Convenio Universidad de Sevilla-Ministerio de Medio Ambiente, Sevilla, España.

Naredo, J.M. (2006). *Raíces económicas del deterioro ecológico y social. Más allá de los dogmas*, Siglo XXI, Madrid, España.

Ward, P. (2009). *The Medea Hypothesis: Is Life on Earth Ultimately Self-Destructive?* Princeton University Press, Princeton, USA.

Documentación y bibliografía complementaria

Convenio sobre el acceso a la información, la participación del público en la toma de decisiones y el acceso a la justicia en materia de medio ambiente, hecho en Aarhus (Dinamarca), el 25 de junio de 1998. Instrumento de ratificación, BOE 16-2-2005.

Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, DO L 327 de 22-12-2000. Ver versión consolidada.

Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas, BOE 24/7/2001. Ver versión consolidada.

Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica, BOE 7-7-2007. Ver versión consolidada.

Orden ARM/1312/2009, de 20 de mayo, por la que se regulan los sistemas para realizar el control efectivo de los volúmenes de agua utilizados por los aprovechamientos de agua del dominio público hidráulico, de los retornos al citado dominio público hidráulico y de los vertidos al mismo, BOE 27-5-2008. Ver versión consolidada.

Ley 27/2006, de 18 de julio, por la que se regulan los derechos de acceso a la información, de participación pública y de acceso a la justicia en materia de medio ambiente (incorpora las Directivas 2003/4/CE y 2003/35/CE), BOE 19-7-2006. Ver versión consolidada.

Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental, BOE 11-12-2013.

Versiones consolidadas: muestran el texto vigente con las modificaciones realizadas y se pueden encontrar de forma gratuita en la Unión Europea (<http://eur-lex.europa.eu>) y la Administración General del Estado (<http://www.boe.es>), para las Comunidades Autónomas habrá que acudir a sus respectivas páginas web.

Participación ciudadana en relación con la Directiva Marco del Agua, Documento guía nº 8, Comisión Europea-Dirección General de Medio Ambiente, Bilbao, Bakeaz, 2006.

Para conocer más sobre la aplicación de la política de aguas en España desde la aprobación de la Directiva marco del agua puede acudir a la página del Observatorio de las Políticas del Agua (OPPA) <http://www.fnca.eu/oppa>

La Comisión Europea tiene una página web con información sobre la nueva política de aguas: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html

III - Metodologías y herramientas para la planificación y gestión integrada del agua

Julia Martínez Fernández
Fundación Nueva Cultura del Agua

Introducción

La gestión integrada del agua constituye una ineludible necesidad pero también un reto, puesto que es necesario afrontar la complejidad de la misma en sus múltiples manifestaciones:

1. La propia diversidad de la naturaleza y funciones del agua: base de múltiples procesos ecológicos esenciales e imprescindible para la vida, input económico para las actividades productivas, elemento constitutivo de los ecosistemas ligados al agua y su biodiversidad asociada.
2. La necesaria contribución de disciplinas y enfoques muy diversos: jurídicos, ecológicos, hidrológicos, económicos, territoriales, agronómicos, sociológicos, políticos y de gobernanza del agua.
3. La gran diversidad de subsistemas, tanto naturales como construidos, que han de ser entendidos de forma conjunta: ríos, acuíferos, humedales, aguas de transición y zonas costeras, regadíos, sistemas de abastecimiento, plantas de tratamiento y depuración, biodiversidad asociada a sistemas acuáticos, infraestructuras hidráulicas, paisajes culturales ligados al agua

4. La diversidad de los actores sociales y ámbitos implicados en la gestión del agua: conocimiento científico, procedimientos técnicos, gestores, afectados, ciudadanos, espacios de gobernanza del agua y toma de decisiones.

¿Cómo hacer frente a dicha complejidad? Ante la ausencia de respuestas sencillas a dicha pregunta, resulta enormemente tentador obviar la complejidad y desprenderse de ella, como de una presencia incómoda, para reafirmarse en la aplicación de enfoques parciales y trillados, donde el objeto a tratar, la meta a conseguir y el método a aplicar son bien conocidos y están sólidamente establecidos. Esto lógicamente favorece la prevalencia de enfoques parciales y explica en parte su enorme inercia. Sin embargo, ello no elimina el carácter complejo de la planificación y gestión del agua.

En definitiva, obviar la naturaleza compleja del agua y sus usos no constituye en absoluto la solución, así que es necesario integrar y normalizar dicha complejidad como una característica más del agua y de la gestión integrada de cuencas. Lo cual nos lleva de nuevo a la pregunta de cómo abordamos esta complejidad. Evidentemente, la solución no puede ser simple ni resolverse con una receta de aplicación general, pero sí se pueden apuntar algunas ideas que pueden ayudar.

En primer lugar se necesita aplicar perspectivas abiertas e integradoras, basadas en la colaboración, la inter y transdisciplinariedad y la gestión adaptativa. En segundo lugar, se han de utilizar metodologías y herramientas que nos ayuden a afrontar la complejidad. Aunque presentar – aunque fuera mínimamente – toda la batería de posibles herramientas de interés en gestión de sistemas complejos, como la planificación y gestión integrada del agua, excede el propósito de este capítulo, sí se puede ejemplificar el interés de las mismas, presentando dos herramientas de gran valor práctico para aplicar perspectivas integradas en la gestión de cuencas: los indicadores de sostenibilidad del agua y los modelos de simulación dinámica.

1. Los indicadores en la evaluación de la sostenibilidad del agua y sus usos

La existencia de múltiples dimensiones en torno al agua, así como sus complejas interrelaciones, dificultan una comprensión y gestión integral de la misma: gran amplitud de aspectos implicados, imbrica-

ción del agua en buena parte de los aspectos relacionados con la sostenibilidad (uso de los recursos, territorio, biodiversidad, necesidades sociales...), multiplicidad de funciones (necesidad vital básica, servicios ecosistémicos, input para las actividades económicas...), existencia de información profusa a la vez que dispersa y frecuentemente discordante o desequilibrada entre unas y otras dimensiones del agua, etc. Esta información sobre el agua, tan abundante como parcial, dispersa y no jerarquizada, dificulta la obtención de diagnósticos integradores y a la vez sintéticos, imprescindibles para orientar la toma de decisiones y la planificación y gestión prácticas. ¿Cómo podemos afrontar estas dificultades? Los indicadores de sostenibilidad del agua y sus usos pueden constituir una herramienta de gran ayuda para:

1. Evitar que la proliferación de datos enmascare la visión del conjunto.
2. Realizar un análisis totalizador pero sintético de la sostenibilidad y funcionalidad del agua en un territorio concreto, especialmente a nivel de la cuenca.
3. Responder a las preguntas estratégicas sobre sostenibilidad del agua a los niveles relevantes para las políticas públicas y la toma de decisiones.
4. Comunicar en lenguaje no técnico diagnósticos, evaluaciones y seguimientos de la sostenibilidad del agua y sus usos, con vistas a favorecer y mejorar la participación.

Con frecuencia, los indicadores se organizan según el esquema FP-SIR (Fuerzas Motrices-Presión-Estado-Impacto-Respuesta (EEA, 1999) descrito en el capítulo II. La Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA) ha desarrollado diversos indicadores del agua, sobre todo en relación con los aspectos de calidad. De la treintena de indicadores del agua desarrollados por la EEA, doce forman parte del conjunto más reducido y prioritario de indicadores globales de sostenibilidad: el Sistema Central de Indicadores (EEA, 2005a). El Programa Mundial de Evaluación de Recursos Hídricos de Naciones Unidas (NNUU) inició un ambicioso programa de desarrollo de un catálogo de indicadores del agua para ser aplicados en todos los ámbitos de Naciones Unidas. Este catálogo (WWAP, 2012) incluye indicadores en distintas fases de desarrollo (indicador clave: bien establecido y validado; en desarrollo; en fase de estudio y conceptual: en fase de debate, requieren un desarrollo metodológico importante).

En general los indicadores relativos a la calidad del agua presentan un mayor grado de madurez que los referentes a la cantidad de agua disponible para los sistemas naturales y socioeconómicos. La Directiva marco de agua (DMA) ha contribuido a un avance muy considerable de los indicadores de estado de calidad, desde parámetros individuales (DBO₅, nutrientes, etc.) a índices sintéticos para caracterizar el estado ecológico de las masas de agua.

Entre los indicadores relativos a la cantidad de agua, menos desarrollados aunque igualmente esenciales, cabe destacar el índice de consumo (proporción de recursos hídricos renovables utilizados en usos consuntivos) recientemente adoptado a nivel europeo como WEI+ y el índice de explotación hídrica (proporción de recursos hídricos renovables captados para los distintos usos) o WEI, incluido en el sistema central de indicadores de la EEA y según el cual España es uno de los países europeos con mayor índice de explotación hídrica, por detrás de dos islas: Malta y Chipre (EEA, 2005b).

Un informe coordinado por el Observatorio de la Sostenibilidad en España elabora un diagnóstico integral de la sostenibilidad del agua mediante un catálogo de 71 indicadores (OSE, 2008). Este diagnóstico muestra, entre otras muchas conclusiones, que si bien la demanda de agua y captaciones han crecido a un ritmo inferior al de la economía española, las mejoras en eficiencia son insuficientes para contrarrestar el incremento de la demanda generada por las tendencias demográficas y económicas. Se estima que para 2015 sería necesario incrementar en unos 3.000 hm³ el agua distribuida respecto al año 2001 y en una cantidad aún mayor la extracción de ríos y acuíferos. Un escenario tendencial podría incrementar la demanda hídrica total para el año 2030 en torno a un 27% (Prieto et al, 2008), en un momento en que los efectos del cambio climático (reducción de los recursos disponibles e incremento de la evapotranspiración) serán plenamente visibles. Otros indicadores muestran los efectos de esta presión de la demanda. Así, la intensidad de uso (relación entre la aportación real y natural de los ríos en su desembocadura) señala que en la mayoría de las cuencas se superan los umbrales de clara insostenibilidad: a excepción del Duero, Tajo y Ebro, la aportación real no llega al 60% de la natural y en el caso del Segura no llega al 10% (OSE, 2008).

En los últimos años se está prestando gran atención a índices sintéticos como la huella hidrológica, que se puede definir como el agua to-

tal usada por una determinada población, territorio o sistema. Para su cálculo es necesario considerar el “agua virtual”, es decir el agua total necesaria para producir un determinado bien o servicio. Por ejemplo, el agua virtual asociada a la producción de un kilo de trigo es de unos 1.000 litros y en el caso de un kilo de carne es de unos 13.000 litros. En este tipo de análisis importan también los aspectos cualitativos, como las diferencias existentes entre el “agua verde”, procedente de la lluvia y contenida en la vegetación natural y en los alimentos generados con la agricultura de secano, y el “agua azul”, contenida en los alimentos procedentes de la agricultura de regadío, diferencias cualitativas que tienen profundas implicaciones en términos ambientales. La huella hidrológica y el concepto de “agua virtual” permiten valorar la importación o exportación implícitas de agua asociadas al intercambio de bienes y servicios a distintos niveles (regional, nacional e internacional) en términos de sostenibilidad.

Por otra parte, no sólo es relevante la cantidad de agua que se utiliza para los usos socioeconómicos sino que también importan mucho el tipo y ubicación de los circuitos, naturales o artificiales, que son utilizados para satisfacer tales usos, lo que requiere tener en cuenta también la dimensión territorial del uso del agua. Esta dimensión territorial es imprescindible para evaluar la funcionalidad global del agua a escala de cuenca, estrechamente conectada con el grado de integración de los usos en el ciclo hidrológico natural: cuanto más integrados estén los usos del agua dentro de este ciclo natural, mayor compatibilidad presentarán con las funcionalidades ambientales del agua. Por ejemplo, los regadíos tradicionales se sitúan en las vegas de inundación de los ríos, cuyas condiciones naturales están preadaptadas al regadío, razón por la que presentan una funcionalidad ambiental elevada, a diferencia de los regadíos ubicados en áreas desconectadas de los sistemas fluviales y que suelen generar importantes efectos ambientales negativos. De la misma forma, el efecto ambiental de la detracción de una misma cantidad de agua, por ejemplo para regadío, es muy diferente dependiendo de si para satisfacer dicha cantidad utilizamos los flujos naturales (ríos y manantiales) o bien, utilizamos flujos artificiales (canales, tuberías, bombeos de agua subterránea, etc.), en cuyo caso desaparece toda funcionalidad ambiental asociada a dicho volumen de agua. En definitiva, no es posible evaluar de forma integral

la sostenibilidad del agua y sus usos si no se incorpora su dimensión espacial y territorial a través de los indicadores adecuados, un aspecto escasamente considerado en los catálogos habituales.

Para que un sistema de indicadores sea realmente útil debe ser el resultado de un proceso de deliberación y análisis que incluya la participación de distintos agentes. Dicho proceso ha de permitir:

- 1º) Definir una serie de preguntas clave acerca de la sostenibilidad y funcionalidad del agua y sus usos a escala de cuenca, conectadas entre sí, que respondan a las cuatro dimensiones básicas de la sostenibilidad (ambiental, social, económica e institucional), relevantes a nivel de la formulación de políticas, comunicables en lenguaje no técnico y que puedan ser de interés para políticos, agentes implicados en la toma de decisiones, actores sociales y ciudadanos en general.
- 2º) Identificar los aspectos concretos que permiten responder mejor a cada una de dichas preguntas.
- 3º) Seleccionar los indicadores más pertinentes para cada uno de tales aspectos.

Una cuestión esencial en la utilización de indicadores es la necesidad de que estén correctamente documentados a través de los denominados “metadatos”. Los metadatos pueden ser definidos como datos sobre los datos. Se trata de descripciones estructuradas que describen diversas características de los datos y de la información en general. Sin tales metadatos, la utilidad, aplicabilidad y capacidad de interpretación de la información disponible se reduce considerablemente, a la vez que aumenta el riesgo de confusiones e interpretaciones erróneas, deliberadas o no. El cuadro III.1 presenta un ejemplo de metadatos para el caso del índice de consumo hídrico.

Indicador: Índice de Consumo Hídrico	
Definición	Agua total utilizada para usos consuntivos respecto al volumen de recursos renovables.
Unidades	El índice se expresa en tanto por ciento.
Relevancia y grado de madurez	Indicador de gran relevancia al revelar la presión cuantitativa sobre el agua en los sistemas naturales. Considera el agua que es captada para usos consuntivos y por tanto no vuelve a los sistemas naturales, en relación con los recursos renovables existentes.
Importancia	Constituye una variación del Índice de Explotación Hídrica de especial interés para el ámbito mediterráneo, donde la principal presión sobre el agua en los sistemas naturales deriva de los usos consuntivos. Es un indicador básico en relación con la sostenibilidad del agua a escala de cuenca.
Metodología	Es la media anual, expresada en tanto por ciento, del volumen total de extracciones de agua para usos consuntivos (regadío, abastecimiento y usos industriales), dividido por el volumen total de recursos renovables de agua.
Disponibilidad de datos	Las principales fuentes de datos son las Confederaciones Hidrográficas, que tienen disponibles datos sobre recursos renovables totales y sobre agua utilizada por los distintos usos consuntivos.
Clasificación DPSIR	Indicador de Presión.
Código EEA-CSI	No incluido en el Sistema Central de Indicadores de EEA.

Cuadro III. 1. Ficha de metadatos del indicador “Índice de Consumo Hídrico”.

Un sistema de indicadores será tan bueno o útil como lo sea la pregunta que pretendemos responder. En otras palabras: si no sabemos qué entendemos por sostenibilidad del agua ni cuáles son las preguntas clave para dicha sostenibilidad en un territorio determinado, difícilmente podremos definir los indicadores realmente necesarios, ni seleccionar la información clave entre la profusión de datos relativos al agua. Se ha aplicado este enfoque a territorios concretos, como la cuenca del Segura (Martínez Fernández et al., 2008), donde se definieron las siguientes preguntas clave:

1. La derivación de agua para usos humanos ¿se hace en una cuantía razonable? ¿Cuánta agua gastamos y ello qué representa? Este diagnóstico, ¿mejora o empeora a lo largo del tiempo?
2. ¿Se hallan los usos del agua razonablemente integrados en el ciclo hidrológico natural?
3. ¿Se mantienen las principales funciones ambientales del agua (mantenimiento de paisajes, espacios naturales, biodiversidad, etc.)?
4. ¿Realizamos una gestión eficiente de los recursos y de las infraestructuras hidráulicas?
5. ¿Aplicamos una gestión adaptativa de los recursos hídricos y teniendo en cuenta el cambio climático?
6. ¿Fortalecemos las instituciones para una gestión más sostenible del agua?

Para cada una de dichas preguntas clave se identificaron los aspectos concretos más relevantes y el indicador o indicadores a través de los cuales dichos aspectos podían ser evaluados, en función de su pertinencia y de la disponibilidad de datos. El cuadro III.2 sintetiza las principales preguntas estratégicas para evaluar la sostenibilidad del agua y sus usos en la cuenca del Segura y los indicadores seleccionados para dar respuesta a tales preguntas (Martínez Fernández et al, 2008).

Preguntas estratégicas e indicadores

- 1. La derivación de agua para usos humanos ¿se hace en una cuantía razonable? ¿Cuánta agua gastamos y ello que representa? Este diagnóstico, ¿mejora o empeora a lo largo del tiempo?**
- Cuentas del Agua. Agua disponible y consumos.

- Índice de Consumo.
- Proporción de masas de agua subterránea con extracciones superiores a las recargas.
- Análisis histórico entre recursos disponibles y demandas en la cuenca del Segura.

2. ¿Se hallan los usos del agua razonablemente integrados en el ciclo hidrológico natural?

- Flujos de agua por cauces naturales y por canalizaciones artificiales.
- Salidas de los acuíferos a través de manantiales y a través de bombeos.
- Proporción de regadío ubicado fuera de fluviosoles.
- Evolución de la salinidad de las aguas.

3. ¿Se mantienen las principales funciones ambientales del agua (mantenimiento de paisajes, espacios naturales, biodiversidad)?

- Caudales circulantes.
- Presión por extracciones.
- Espacios naturales y flujos hídricos.
- Estado ecológico de las riberas. Índice QBR.
- Estado Ecológico.

4. ¿Realizamos una gestión eficiente de los recursos y de las infraestructuras hidráulicas?

- Capacidad de embalse respecto a los recursos renovables y evolución en el tiempo.
- Pérdidas por evaporación directa desde embalses y balsas de riego.
- El ahorro de agua y la reducción de las pérdidas en el regadío y en los usos urbanos.
- Gestión de la calidad del agua como un componente de su disponibilidad para los usos.
- Productividad y eficiencia económica de los usos del agua.

5. ¿Aplicamos una gestión adaptativa de los recursos hídricos y teniendo en cuenta el cambio climático?

- La gestión adaptativa en la fase de planificación de los usos del agua.
- La tendencia a la reducción de los recursos disponibles.
- Medidas de adaptación al cambio climático.

6. ¿Fortalecemos las instituciones para una gestión más sostenible del agua?

- ¿Fortalecemos las instituciones para una gestión más sostenible del agua?
- Gestión de acuíferos sobreexplotados.
- Gestión de depuración y vertidos.
- Recuperación de costes.
- Información sobre el agua.

Cuadro III.2. Preguntas estratégicas e indicadores de sostenibilidad del agua y sus usos.

Aplicación de indicadores del agua al caso de la cuenca del Segura

La aplicación del sistema indicadores del cuadro III.2 a la cuenca del Segura arroja algunas conclusiones de interés. El Índice de Consumo (proporción de agua captada para usos consuntivos), calculado con los datos del Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura, se eleva a un 187%. La EEA considera para el Índice de Explotación Hídrica que valores superiores al 20% indican estrés y superiores al 40% estrés severo. Si se utilizan datos de la cartografía del Corine Land Cover del año 2.000, el Índice de Consumo se sitúa en torno al 227% de los recursos renovables propios de la Demarcación. Estos datos refuerzan la marcada insostenibilidad de la actual derivación y consumo de agua, claramente incompatible con el mantenimiento de las funciones esenciales del agua a escala de cuenca.

Junto a la presión cuantitativa sobre los recursos, otro de los aspectos clave para el mantenimiento de las funciones ambientales del agua es el grado de funcionalidad del ciclo hidrológico, es decir, la medida en que el agua es utilizada dentro del ciclo hidrológico natural. La creciente utilización de canales artificiales para la conducción de agua implica la correspondiente reducción de los caudales circulantes por los cauces naturales y, en el caso de los bombeos desde los acuíferos, de las surgencias a través de fuentes y manantiales, lo que supone una reducción de su funcionalidad ambiental, como el mantenimiento de humedales y paisajes asociados al agua. Como muestra del grado de desacoplamiento entre

los usos del agua y el ciclo hidrológico natural, señalemos que en la cuenca del Segura las dos redes principales de canales de distribución (Mancomunidad de Canales del Taibilla y Post-trasvase Tajo-Segura) alcanzan una extensión conjunta equivalente al 53% de la longitud total de masas de agua tipo río de la cuenca, sin incluir otras redes importantes como las tuberías de distribución de aguas subterráneas, de las que no se dispone de suficiente información. Otra indicación en este sentido es que en el 66% de las unidades hidrogeológicas, las salidas por bombeos superan a las salidas a través de manantiales (CHS, 2007b).

La gestión de las aguas residuales y su reutilización incide también en el grado de integración de los usos del agua con el ciclo hidrológico natural. En la Demarcación del Segura, la reutilización directa para regadío de las aguas depuradas, sin ser vertidas previamente a un cauce natural, ha ido aumentando progresivamente. En 2007, la proporción de aguas residuales depuradas que no vuelve a los cauces y se reutiliza de forma directa para regadío y algún campo de golf alcanzaba ya el 43% (CHS, 2007a). Esta reutilización directa sin devolución a los ríos imposibilita que estos volúmenes retornen a los cauces naturales y contribuyan a mantener los niveles adecuados de cantidad y calidad de sus aguas y por tanto su buen estado ecológico. Esta clara desconexión entre la gestión del agua y la gestión de los ríos en la cuenca del Segura se traduce en una pérdida de funcionalidad ambiental.

Otro indicador del grado de integración de los usos en el ciclo hidrológico natural se refiere a la ubicación del regadío. De forma paralela al declive de los regadíos tradicionales, los nuevos regadíos se ubican en áreas ajenas a las vegas fluviales y por tanto con peores condiciones de disponibilidad de recursos hídricos, suelo fértil y condiciones topográficas adecuadas, por lo que su transformación supone en general forzar la vocación natural de estos paisajes. Un indicador de interés es la Proporción de regadío ubicado fuera de fluvisoles, como indicador de la capacidad de acogida del regadío. El 75% del regadío total de la cuenca se encuentra fuera de áreas con fluvisol dominante (figura III.1).

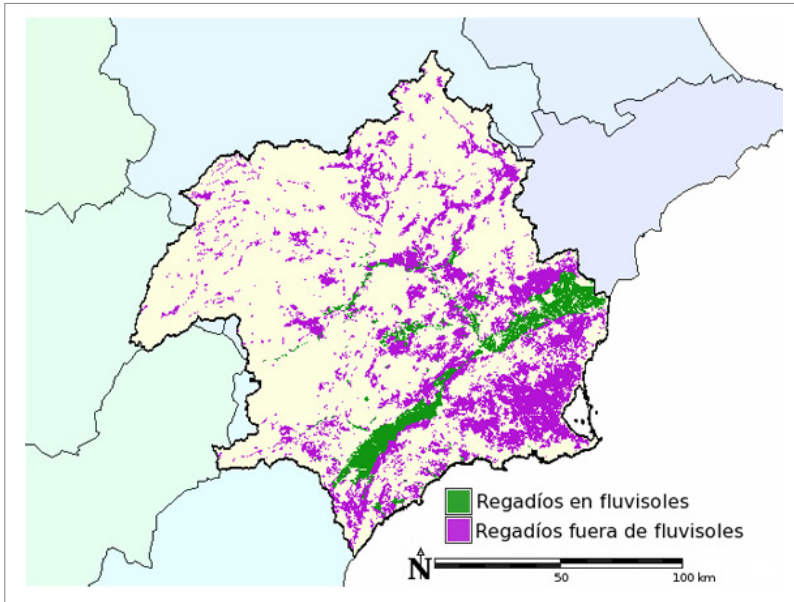


Figura III.1. Localización de los regadíos en relación con los fluvisoles en la cuenca del Segura. Fuente: *Elaboración propia*.

Esta traslación geográfica del regadío desde las vegas fluviales, sus áreas de vocación natural, hacia las cuencas neógenas, constituye una desubicación ecológica del mismo que altera los equilibrios hídrico-salinos en un doble sentido: por un lado, da lugar a una dulcificación y banalización de ecosistemas hipersalinos de alto valor científico y por otro lado provoca la salinización general de las aguas y suelos de la cuenca por el riego de depósitos margosos y saladares. En las aguas de la cuenca se ha duplicado el valor medio de salinidad y conductividad entre 1982-83 y 1998, pasando de 3 g/l a 6.4 g/l, lo que constituye un problema, sobre todo en la Vega Baja, donde los altos valores de conductividad del agua condicionan negativamente muchos cultivos (figura III.2).

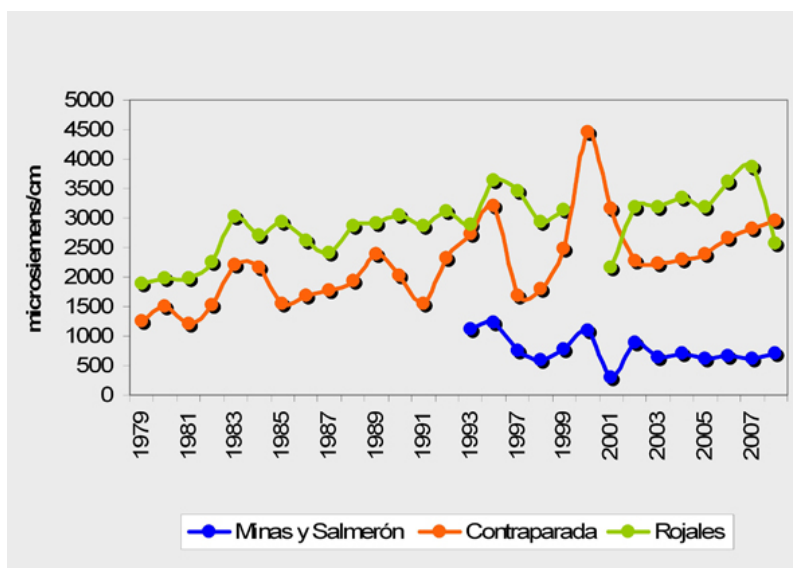


Figura III.2. Evolución de la conductividad entre 1979 y 2007 en tres estaciones del río Segura situadas en la Vega Alta (rosa), Vega Media (azul) y Vega Baja (verde). Fuente: CHS y elaboración propia.

La DMA ha resultado determinante en el desarrollo, normalización y aplicación de indicadores relativos a las funciones ambientales del agua (caudales circulantes, calidad de las riberas, indicadores físico-químicos, biológicos y geomorfológicos, etc.), de los que destaca el Estado Ecológico por constituir el principal indicador para evaluar el cumplimiento de los objetivos de la Directiva, como se ha expuesto en capítulos anteriores. En la Demarcación del Segura más de la mitad de las masas fluviales incumplen el objetivo de calidad establecido por la DMA (CHS, 2007b).

Los indicadores relativos a la gestión eficiente de los recursos presenta luces, como la significativa reducción de las pérdidas en los sistemas de distribución de agua para regadío y para abastecimiento, así como algunas sombras, como un incremento de las pérdidas netas por evaporación directa desde las láminas de agua, asociadas al aumento de embalses y balsas de riego. El diagnóstico se completa con algunos

indicadores de respuesta institucional, como la relación entre acuíferos con sobreexplotación diagnosticada y declaración oficial de sobreexplotación (figura III.3) o el grado de provisionalidad en la declaraciones de sobreexplotación y autorizaciones de vertidos, indicadores que muestran con claridad un insuficiente fortalecimiento institucional. Puede consultarse el diagnóstico completo en Martínez Fernández et al (2008).

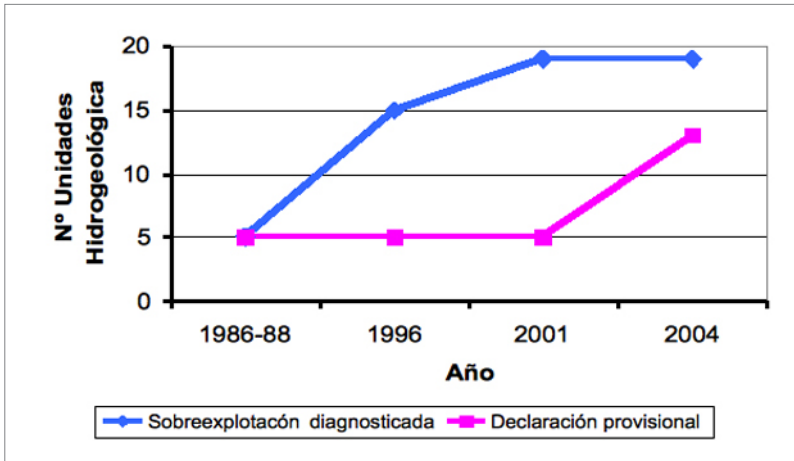


Figura III. 3. Evolución entre 1986 y 2004 del número de unidades hidrogeológicas diagnosticadas con Sobreexplotación y el número de las que tenían una declaración oficial provisional de sobreexplotación en la Demarcación del Segura.

Fuente: CHS (2007b) y elaboración propia.

Pese a su gran utilidad, los catálogos estáticos de indicadores mantienen algunas insuficiencias para una adecuada evaluación de la sostenibilidad, sobre todo para una evaluación *prospectiva* de la misma, que permita considerar las interacciones y sinergias entre indicadores y sus relaciones con el territorio, la dinámica de las demandas o los escenarios socioeconómicos. En los últimos años se está proponiendo superar el concepto de catálogo de indicadores y desarrollar sistemas integrados de indicadores (Spangenberg, 2002b; Schmidt et al., 2005; Urzelay et al., 2006). Una de las herramientas para esta integración es la utilización de modelos capaces de aplicar perspectivas sistémicas, cuestión que se analiza en el apartado siguiente.

2. Metodologías y herramientas para la planificación y gestión integrada del agua. Modelos

2.1. El papel de los modelos en la planificación y gestión integrada del agua

Al igual que en otros muchos ámbitos, la planificación y gestión integrada del agua hace un uso creciente de modelos de muy diverso tipo, tendencia que no hará sino acentuarse en el futuro. Aunque un conocimiento detallado de los mismos es tarea de ámbitos científico-técnicos más o menos especializados, es necesaria una comprensión general de algunas cuestiones básicas en torno a los modelos como herramientas para la gestión. ¿Por qué es importante este conocimiento básico sobre los modelos? Entre otras razones hay que recordar que, dado el creciente uso de los modelos, todos somos de alguna manera usuarios de los mismos, seamos conscientes de ello o no. Con frecuencia los modelos son escasamente entendidos, lo que favorece una mala interpretación o su mala utilización, de forma inconsciente o intencionada. En contextos tecnocráticos como los que a menudo han rodeado las obras hidráulicas, puede existir el riesgo de justificar decisiones ya tomadas bajo una aparente neutralidad científica que en ocasiones adquiere la forma de resultados de un modelo. Se necesita por ello generalizar una comprensión básica del uso de modelos, en particular en relación con la gestión y toma de decisiones. Las preguntas clave que conviene plantearse a la hora de seleccionar, aplicar, o valorar como usuarios los resultados de un modelo serían las siguientes:

1. Propósito del modelo. ¿Se ajusta a nuestro problema?
2. Condiciones de aplicación. ¿Bajo qué condiciones, escala espacial y periodo temporal resulta válido aplicar el modelo?
3. Límites del modelo. ¿Incluye los aspectos y variables clave para nuestro problema? ¿Incluye posibles interacciones y efectos colaterales?
4. Robustez del modelo. ¿Son consistentes los resultados frente a variaciones en las condiciones de contorno (parámetros)?
5. Documentación del modelo. ¿Existe una buena documentación del modelo, con transparencia en las hipótesis, restricciones e incertidumbres? ¿Existe acceso público a dicha documentación?

6. Modelos alternativos. ¿Existen otros modelos adecuados para nuestro problema?

Estas preguntas apuntan a lo que podría considerarse como un conjunto de buenas prácticas en el uso de los modelos en entornos complejos como la planificación, gestión y toma de decisiones en materia de aguas. Los modelos son herramientas de apoyo a las decisiones, no las reemplazan. Se necesita hacer un uso informado de los modelos, lo que implica trazabilidad y accesibilidad a la metodología y datos utilizados, adecuación de su propósito y condiciones de aplicación, consideración de las incertidumbres, como se ha discutido en apartados anteriores y plena separación y transparencia entre los componentes descriptivos y los componentes valorativos, si incluye ambos, en cuyo caso debe incorporar además plena transparencia en la metodología y agentes implicados en la valoración. Estos requerimientos emergen de nuevos enfoques científico-técnicos alejados del paradigma convencional de la ciencia positivista (cuadro III. 3, Haag 2001), como respuesta a los retos de sistemas complejos como la planificación y gestión de aguas.

Ciencia positivista	Ciencia para sistemas complejos
Sistemas teóricos bien definidos, abstractos e ideales.	Problemas reales mal definidos en sistemas socioambientales complejos. Papel de los usuarios en la definición del problema.
Universal.	Específica. Sistemas concretos que en detalle son “únicos”.
Independiente del problema.	Generada desde y para resolver problemas.
No dependiente del contexto.	Dependiente del contexto.
Enfoque reduccionista, dentro de disciplinas aisladas.	Enfoque holístico, transdisciplinar.

<p>Escasa o nula atención a las incertidumbres (incertidumbres técnicas, papel minimizado).</p>	<p>Profunda consideración de los diversos tipos de incertidumbre, algunos irreductibles (caos y otras propiedades de los sistemas complejos).</p>
<p>Uso directo en gestión, sin estar mediado por valores. Frecuentemente a través de modelos de optimización, que asumen relaciones lineales y un único criterio de valoración.</p>	<p>Gran relevancia de los valores y preferencias de los distintos agentes y usuarios. Datos y resultados de los modelos, elementos dentro del proceso de valoración y toma de decisiones, que manejan múltiples criterios, valoraciones alternativas, incertidumbre y aspectos no conmensurables.</p>

Cuadro III. 3. Ficha de metadatos del indicador “Índice de Consumo Hídrico”.

Entre las herramientas de modelización de interés en este contexto, cabe destacar los modelos de simulación dinámica, adecuados en el nivel estratégico de la planificación, formulación de políticas y análisis de escenarios. Basados en el paradigma del Análisis de Sistemas, los modelos de simulación dinámica (Roberts et al. 1983, Meadows et al., 1992; Jorgensen & Bendoricchio, 2001) no son predictivos (no responden a preguntas del tipo: ¿qué pasará?) sino prospectivos (responden a preguntas del tipo: ¿qué pasaría si...?). Estos modelos permiten considerar el largo plazo, perspectivas dinámicas, interacciones y sinergias, aplicar enfoques inter y transdisciplinares e integrar factores sociales, económicos y ambientales. La aplicación de estos modelos permite la exploración de escenarios (cambio climático, cambios de uso, contextos socioeconómicos, etc.), así como analizar las interacciones entre distintas políticas, como las territoriales, las ambientales o las agrarias, o comparar la efectividad relativa de distintas medidas de gestión.

Como se ha indicado en el apartado anterior, los modelos dinámicos constituyen una buena herramienta para la integración de indicadores de sostenibilidad del agua, como parte de un enfoque general que también incluye el análisis de escenarios y los sistemas soporte a las decisiones (figura III.4).

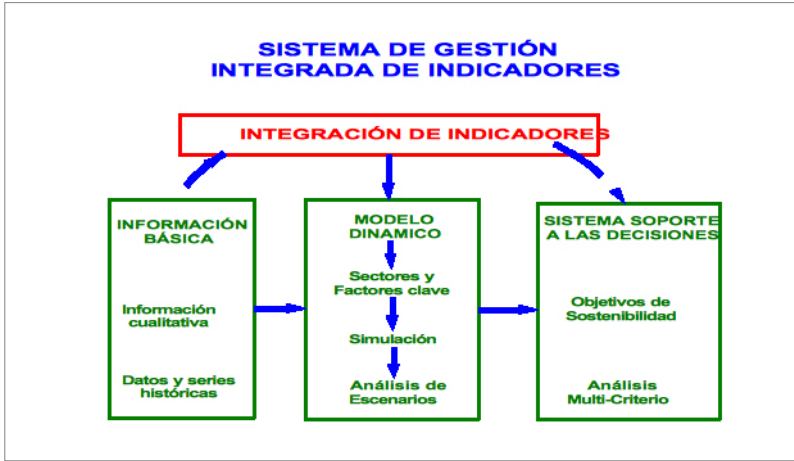


Figura III. 4. Integración de herramientas para un análisis integrado en planificación, gestión y toma de decisiones.

2.2. Aplicación de los modelos dinámicos al caso de los regadíos intensivos de Mazarrón y Águilas

El regadío de Mazarrón y Águilas, en el Sureste de la Península Ibérica, con una extensión de unas 17.000 ha, constituye un buen ejemplo de la agricultura intensiva del litoral mediterráneo, sustentada básicamente con aguas subterráneas y con un alto grado de intensificación tecnológica. El uso intensivo de las aguas subterráneas ha conducido a una temprana sobreexplotación de los acuíferos locales, que a su vez ha supuesto la salinización de sus aguas y la desaparición de manantiales. Por otra parte, la expansión del regadío ha generado efectos territoriales y ambientales importantes en relación con los agropaisajes tradicionales (secanos) y los sistemas naturales, suponiendo la ocupación de hábitats de interés. Dinámica espacial y temporal, extensión del regadío, rentabi-

lidad, agua disponible, competencia por el espacio con otros usos y flujos de contaminación son procesos interdependientes y que es necesario analizar de forma integrada.

Se elaboró un modelo dinámico (Martínez Fernández y Esteve Selma, 2002) que considera los principales usos del suelo: superficie ocupada por regadío arbóreo, herbáceo al aire libre, invernaderos, embalses de riego, secanos y áreas de vegetación natural. El modelo simula los principales cambios de uso a lo largo del tiempo, en los que tiene lugar, entre otros procesos, la transformación del regadío arbóreo y el herbáceo al aire libre en invernaderos y la creación de nuevos regadíos a partir del seco o roturaciones del matorral. Otros sectores del modelo consideran la cantidad, origen y calidad de los recursos hídricos, la rentabilidad del regadío, el espacio de interés natural remanente y distintos flujos de contaminación agraria (figura III.5).

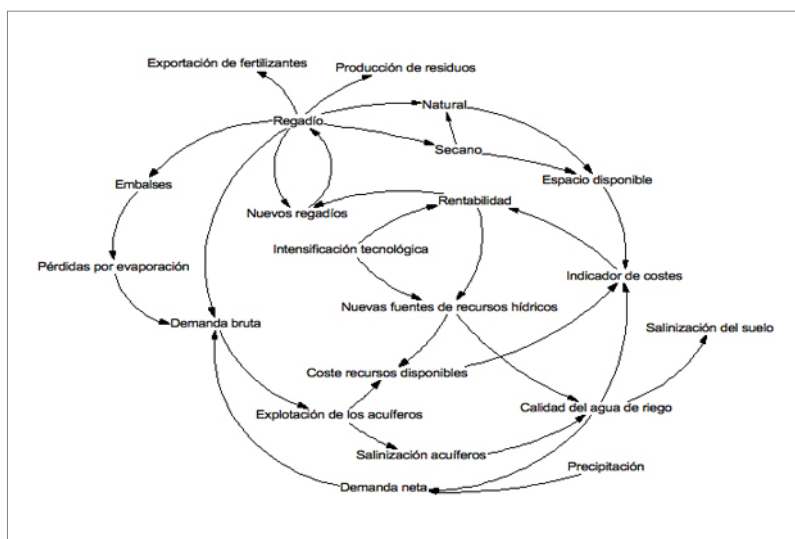


Figura III.5. Diagrama simplificado del modelo de los regadíos intensivos de Mazzarrón y Águilas (Martínez Fernández y Esteve Selma, 2002).

En síntesis, la lógica que gobierna este sistema de regadío sería la siguiente: cuanto mayor es el regadío, mayor es la demanda de recursos hídricos, lo cual incrementa la explotación de los acuíferos locales. La so-

bre explotación de los acuíferos incrementa el coste de su extracción por el descenso de los niveles piezométricos, lo que afecta a la rentabilidad e induce también la salinización de los acuíferos, con lo que disminuye la calidad del agua de riego. El riego con aguas parcialmente salinas reduce la cantidad y calidad de la cosecha, lo que se traduce en significativas reducciones de la rentabilidad. La reducción de la rentabilidad alienta la búsqueda de recursos hídricos externos, que incluyen la importación de aguas subterráneas desde otros sistemas hidrogeológicos (acuíferos de la cabecera del Segura), la reutilización de aguas residuales y la desalación marina. Estos nuevos recursos externos por un lado aumentan el coste del agua pero por otro mejora la calidad del agua de riego.

La reducción de la superficie ocupada por el secano y sobretodo de la ocupada por la vegetación natural (que incrementa los costes de transformación), así como el agotamiento de los acuíferos locales y su salinización, constituyen efectos ambientales que, además, suponen costes importantes para el propio regadío. A ello hay que añadir otros efectos ambientales que, de momento, no generan costes sobre el regadío y por tanto constituyen externalidades ambientales en sentido estricto, como la pérdida de manantiales por la excesiva explotación de los acuíferos locales y flujos de contaminación, como la exportación de fertilizantes y la producción de residuos agrarios.

Los resultados de la simulación base, de 1960 a 1999, muestran una buena correspondencia entre la simulación y los datos observados relativos al incremento de los distintos tipos de regadío (figura III.6), reducción del secano, disminución de los niveles piezométricos y aumento de la salinidad del agua (figura III.7).

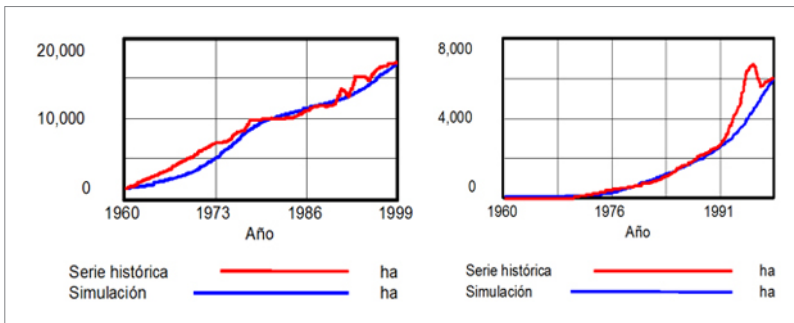


Figura III.6. Regadío total (izquierda) e invernaderos (derecha) de Mazarrón y Águilas entre 1960 y 1999. Serie histórica y resultados de la simulación. Fuente: *Elaboración propia*.

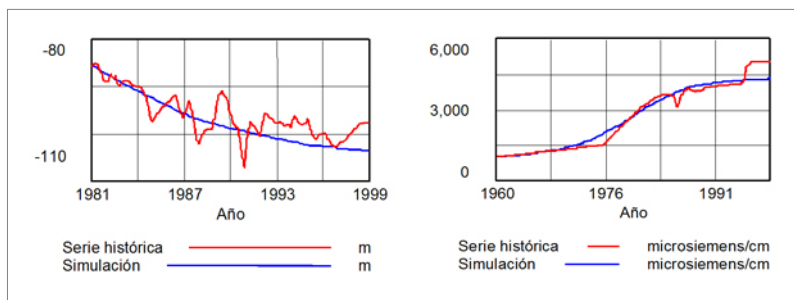


Figura III.7. Nivel piezométrico medio (izquierda) y conductividad media del agua (derecha) de Mazarrón y Águilas entre 1960 y 1999. Serie histórica y resultados de la simulación. Fuente: *Elaboración propia*.

Una de las principales aplicaciones de los modelos de simulación dinámica es la de explorar las consecuencias de distintas condiciones y alternativas de gestión. De este modo es posible estudiar de antemano si los resultados coinciden con los esperados, si existen efectos no previstos en otros elementos del sistema y en definitiva, si las medidas que en principio parecen las más adecuadas son realmente las requeridas para alcanzar los objetivos propuestos.

El diagnóstico más ampliamente aceptado considera que el principal problema de estos regadíos es el déficit hídrico, cuya solución es incrementar la oferta de recursos hídricos, continuando con la tendencia actual de obtención de nuevos recursos desde fuentes muy diversas, desde acuíferos de la cabecera de la cuenca hasta la desalación marina. ¿Constituye efectivamente el incremento de la oferta de recursos hídricos la solución para el déficit hídrico de Mazarrón y Águilas? ¿Qué efectos podría generar en otros aspectos del sistema como el territorio o la conservación ambiental?

La simulación a 25 años de un escenario base de incremento de recursos hídricos externos a una tasa similar a la presentada hasta ahora, si bien alcanzaría unos niveles de déficit inferiores a los de otros escenarios sin incremento de recursos (figura III.8) no conseguiría eliminar dicho déficit hídrico, que tendería a estabilizarse a medio plazo en torno a un valor relativamente elevado. Ello se explica porque la mejora de la cantidad y calidad de los recursos hídricos generaría un aumento del regadío hasta alcanzar unas 23.500 hectáreas al final del periodo de simulación, sobre todo por la expansión de los invernaderos.

¿Cuáles son las causas de fondo de este comportamiento? El modelo dinámico ha revelado que el factor clave que gobierna el establecimiento y la evolución del déficit hídrico no es la oferta de recursos sino la demanda agraria. Intentar solucionar el déficit hídrico a través del incremento de recursos, que aparentemente parece ser la solución correcta, conduce al agravamiento del problema porque estimula el factor verdaderamente significativo: la superficie de regadío y por tanto la demanda agraria. Esto constituye un efecto muy distinto de los resultados esperados, siendo un buen ejemplo de comportamiento anti-intuitivo, característico de muchos sistemas complejos.

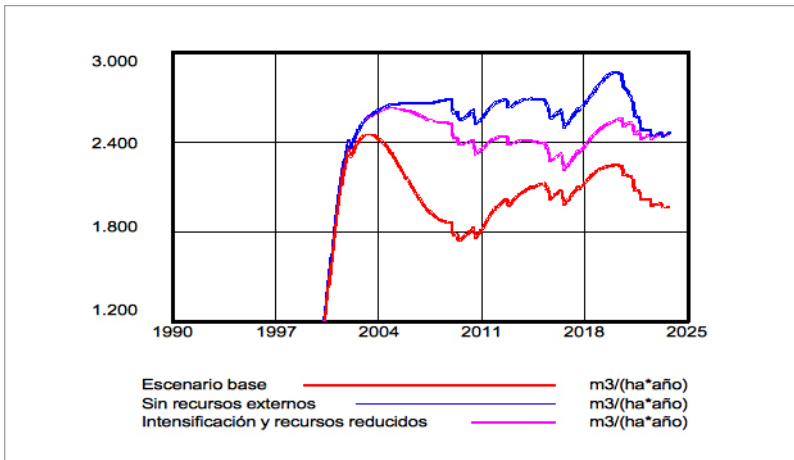


Figura III.8. Déficit hídrico por hectárea bajo distintos escenarios.

Fuente: *Elaboración propia.*

Por otra parte, el modelo permite analizar los efectos previsibles de diversos escenarios a través de distintos indicadores de sostenibilidad del agua y el territorio, como el volumen de salidas de los acuíferos a través de manantiales, la salinidad del agua, la superficie activa de agropaisajes tradicionales (secanos) o la superficie afectada de hábitat naturales (Martínez Fernández y Esteve Selma, 2002). Por ejemplo, bajo el escenario base cabe esperar un significativo incremento de la pérdida del hábitat de tortuga mora (figura III.9). Dicho hábitat disminuiría en más de 2.300 ha y pasaría a más de 10.800 ha totales perdidas a causa de los cambios de uso a regadío.

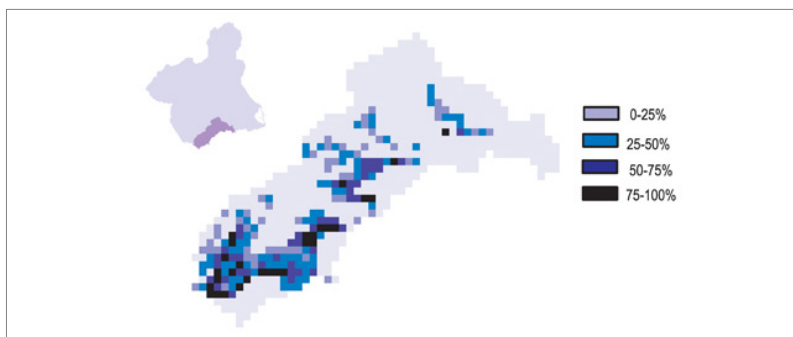


Figura III.9. Riesgos de eliminación del hábitat óptimo de Testudo graeca por incremento del regadío en la zona de Mazarrón y Águilas en los próximos veinticinco años. Fuente: *Elaboración propia*.

El ejemplo descrito muestra la importancia de aplicar una perspectiva sistémica, que permita considerar conjuntamente todos los aspectos implicados: agua, territorio, dinámica socioeconómica y efecto ambientales, entre otros. Herramientas como las presentadas facilitan los procesos de planificación y gestión, así como la participación de agentes y ciudadanos en las decisiones a través de diagnósticos integrados (inter y transdisciplinares), sintéticos (uso de indicadores) y que tengan en cuenta interacciones y efectos no previsibles (modelos de simulación dinámica) y carácter prospectivo (evaluación de escenarios). Tales diagnósticos pueden ser incorporados a un sistema soporte a las decisiones y, de forma más general, constituir la base científico-técnica dentro de un proceso más amplio de participación y toma de decisiones.

Bibliografía

- Abbot M.D, Stanley RS. (1999). *Modeling groundwater recharge and flow in an upland fractured bedrock aquifer*. System Dynamics Review 15: 163–184
- Bagheri, A.; Hjorth, P. (2007). *A framework for process indicators to monitor for sustainable development: practice to an urban water system*. Environment, Development and Sustainability, 9:143–161

CHS. (2007a). *Plan Especial ante Situaciones de Alerta y Eventual Sequía de la Cuenca del Segura (PES)*. Confederación Hidrográfica del Segura. Ministerio de Medio Ambiente.

CHS. (2007b). *Estudio general sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura*. Julio de 2007. Confederación Hidrográfica del Segura. Ministerio de Medio Ambiente.

EEA, European Environmental Agency. (1999). *Environmental indicators: typology and overview*. Technical Report no. 25.

EEA, European Environment Agency. (2005a). *EEA core set of indicators Guide*.

EEA Technical report No 1/2005 — ISSN. 1725-2237. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg. EEA, (2005b). *Sustainable use and Management of natural resources*. EEA Report 9/2005. European Environment Agency. Copenhagen.

Ford A. (1996). *Testing the Snake River Explorer*. System Dynamics Review 12(4): 305-329

Haag D.; Kaupenjohann M. (2001). *Parameters, prediction, post-normal science and the precautionary principle – a roadmap for modelling for decision-making*. Ecological Modelling 144: 45-60

Jorgensen, S.E. & Bendoricchio, G. (2001). *Fundamentals of Ecological Modelling*. Elsevier. Amsterdam.

Junying Chu; Jining Chen; Ji Zou. (2003). *Perspectives on urban water infrastructure in China for the 21st century: SDMUWEIC model*. Journal of Systems Science and Systems Engineering, 12: 470-480

Martínez Fernández y Esteve Selma. (2002). *Agua, regadío y Sostenibilidad en el Sudeste Ibérico*. Bilbao. Bakeaz-Fundación Nueva Cultura del Agua.

Martínez Fernández, J.; Esteve Selma, M.A. (2004a). *Dynamics of water scarcity on irrigated landscapes: Mazarron and Aguilas in Southeastern Spain*. System Dynamics Review. 20(2): 117-137

Martínez Fernández, J., Esteve Selma, M.A. (2004b). *Assessing the Sustainability of Mediterranean Intensive Systems through Combined System Models, Environmental Modelling and Geographical Information Systems*. In: Handbook of Sustainable Development Planning. Studies in Modelling and Decision Support. Edward Elgar. Cheltenham, UK. 215-247

Martínez Fernández, J.; Esteve M.A.; Carreño, M.F.; Miñano, J.; Robledano, F.; Suárez, M.L.; Vidal-Abarca, M.R. (2008). *Funcionalidad de las cuencas como elemento clave para la sostenibilidad. Algunos casos piloto. Cuenca del Segura*. En: Agua y Sostenibilidad. Funcionalidad de las cuencas. Observatorio de la Sostenibilidad en España-Ediciones Mundi Prensa. pp 130-153. Madrid.

Martínez-Fernández, J.; Esteve-Selma, M.A.; Martínez-Paz, J.M.; Carreño, M.F.; Martínez- López, J.; Robledano, F.; Farinós, P. (2014). *Trade-offs between Biodiversity Conservation and Nutrients Removal in Wetlands of arid Intensive Agricultural Basins: the Mar Menor case, Spain*. In S. E. Jørgensen, N-B. Chang & F-L Xu (Eds.). *Ecological Modelling and Engineering of Lakes and Wetlands*. Series: Developments in Environmental Modelling. Volume 26: 275-310

Martínez-Fernández, J.; Esteve-Selma, M.A.; Baños-González, I.; Carreño, F.; Moreno, A. (2013a). *Sustainability of Mediterranean irrigated agro-landscapes*. *Ecological Modelling*, 248. 11-19

Martínez Fernández, J.; Fitz, C.; Esteve Selma, M.A.; Guaita, N.; Martínez-López, J. (2013b). *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: 84-94

Meadows, D.H.; Meadows, D.L.; Randers, J. (1992). *Más allá de los límites del crecimiento*. El País-Aguilar. Madrid.

OSE. (2008). *Sostenibilidad local. Una aproximación urbana y rural*. Observatorio de la Sostenibilidad en España. Mundi-Prensa.

Prieto, F, Martínez Fernández, J.; Ruiz, P. (2008). *Prospectiva 2030 en los cambios de ocupación del suelo en España y sus impactos en el ciclo hidrológico*. VI Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. Fundación Nueva Cultura del Agua. 4-7 Diciembre 2008. Vitoria.

Prodanovic, S.; Simonovic, S.P. (2010). *An Operational Model for Support of Integrated Watershed Management*. *Water Resources Management*, 24. 1161-1194

Roberts, N.; Andersen, D.F.; Deal, R.M.; Grant, M.S.; Schaffer, W.A. (1983). *Introduction to computer simulation: The system dynamics modelling approach*. Reading. Addison-Wiley. 562 pp.

Saysel, A.K.; Barlas, Y.; Yenigün, O. (2002). *Environmental sustainability in an agricultural development project: a system dynamics approach*. Journal of Environmental Management, 64: 247-260

Schmidt, M, João, E., Albrecht, E. (2005). *Implementing Strategic Environmental Assessment*. Springer.

Spangenberg, J.H., (2002a). *Institutional sustainability indicators: an analysis of the Institutions in Agenda 21 and a draft set of indicators for monitoring their effectivity*. Sustainable Development, 10, 103-115

Stave, K.A. (2003). *A system dynamics model to facilitate public understanding of water management options in Las Vegas, Nevada*. Journal of Environmental Management, 67: 303-313

Tidwell, V.; Passell, H.; Conrad, S.; Thomas, R. (2004). *System dynamics modeling for community-based water planning: Application to the Middle Rio Grande*. Aquatic Sciences, 66: 357- 372

Tidwell, V.; Malczynski, L.; Passell, H.; Peplinski, W.; Reno, M.; Chermak, J.; Brookshire, D.; Thacher, J.; Grimsrud, K.; Broadbent, C.; Hanson, J.; Roach, J.; Vivoni, E.; Aragon, C.; Hallett, H.; Cockerill, C.; Coursey, D. (2006). *Integrated System Dynamics Toolbox for Water Resources Planning*. Sandia National Laboratories. U.S. Department of Commerce. Springfield.

Feliu, E.; Aspuru, I. (2006). *Modelización de un sistema territorial “urbano-rural” para la evaluación de su sostenibilidad. Aplicación a una zona representativa del País Vasco*. Revista Internacional de Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo, 1. 159-172

Vamvakeridou-Lyroudiaa, L.S.; Savic, D.A. (2008). *System Dynamics Modelling: A Tool for Participatory Simulation of Complex Water Systems within AquaStress*. International Congress on Environmental Modelling and Software Meeting.

Voinov, A; Costanza, R; Wainger, L, et al. (1999). *Patuxent landscape model: integrated ecological economic modeling of a watershed*. Environmental Modelling & Software, 14. 473-491

WWAP (World Water Assessment Programme). (2012). *The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk*. Paris, UNESCO. Disponible en: <http://www.unesco.org/new/es/naturalsciences/environment/water/wwap/wwdr/wwdr4-2012/>

IV - El ciclo hidrológico: hidrología superficial, sistemas acuíferos y aguas subterráneas

Enric Vázquez-Suñé

Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA), CSIC

Marta Marizza

CENEHA, Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe, Argentina

Introducción

La hidrología estudia la ocurrencia, distribución movimiento y características del agua en la tierra y su relación con el medio ambiente. Desde sus inicios hasta la fecha, la hidrología ha evolucionado de una curiosidad meramente filosófica hasta convertirse en una disciplina científica que forma parte de las llamadas ciencias de la tierra como lo son la geología, la climatología, la meteorología y la oceanografía.

Describe la relación entre lluvia y escurrimiento, lo cual es de vital importancia en relación a los diversos usos del agua, ya sean para usos domésticos, agricultura, control de inundaciones, generación de energía eléctrica, etc., así como para el drenaje rural y urbano. También incluye la hidrología subterránea que estudia la parte del ciclo del agua que ocurre bajo la superficie del terreno.

En principio, las aguas subterráneas deberían poder estudiarse al mismo tiempo que las superficiales. Sin embargo, sus diferencias metodológicas son sustanciales. Las leyes que gobiernan el flujo del agua son distintas, aunque ambas se rijan por el mismo principio motriz: la

Se denomina **reacción de reducción-oxidación**, de **óxido-reducción** o, simplemente, **reacción redox**, a toda reacción química en la que uno o más electrones se transfieren entre los reactivos, provocando un cambio en sus estados de oxidación.

gravidad. El movimiento de las aguas subterráneas es lento; da lugar a tiempos de residencia de siglos, mientras que el de las aguas superficiales se mide en días. Ello tiene muchas implicaciones. Las aguas superficiales son las que “fluyen”, las subterráneas las que “están”. Las aguas subterráneas dan persistencia al ciclo hidrológico, permitiendo que los ríos fluyan cuando no llueve, que los humedales tengan agua, que los bosques de ribera se renueven cada año o que haya humedad en períodos de sequía.

Estas diferencias hidrodinámicas tienen importantes consecuencias hidrobioquímicas. Las aguas superficiales se mantienen en condiciones aeróbicas, sus reacciones químicas son rápidas y albergan vida superior. Las subterráneas recorren todo el abanico redox¹. Ello, unido a los largos tiempos de residencia hace que se puedan degradar muchos compuestos que no se degradan ni en los ríos y ni en las plantas de tratamiento. Esto hace que la química de las aguas subterráneas sea singular.

Para la gestión sobre los recursos hídricos y el medio ambiente, la importancia de considerar el agua subterránea y el agua superficial como un único recurso es cada vez más evidente. Los problemas relacionados con el suministro de agua, calidad del agua y la degradación de los ambientes acuáticos salen a relucir con bastante frecuencia. Conocer y cuantificar la interacción del agua subterránea y agua superficial se ha demostrado que es de gran importancia para muchos de estos problemas. Por ejemplo, los acuíferos contaminados que descargan a los arroyos o ríos pueden dar lugar a contaminación a largo plazo de las aguas superficiales, por el contrario, los ríos pueden ser una fuente importante de contaminación para los acuíferos. El agua superficial comúnmente está conectada hidráulicamente con el agua subterránea, pero las interacciones son difíciles de observar y medir y por lo general han sido ignoradas en los mecanismos de gestión y políticas del agua.

El ciclo hidrológico es un modelo conceptual que describe el almacenamiento y movimiento del agua entre la biosfera, atmósfera, litosfera, y la hidrosfera (figura IV.1). El almacenamiento del agua puede darse en cualquiera de los reservorios siguientes: atmósfera, océanos, lagos, ríos, suelos, glaciares, nieve y aguas subterráneas.

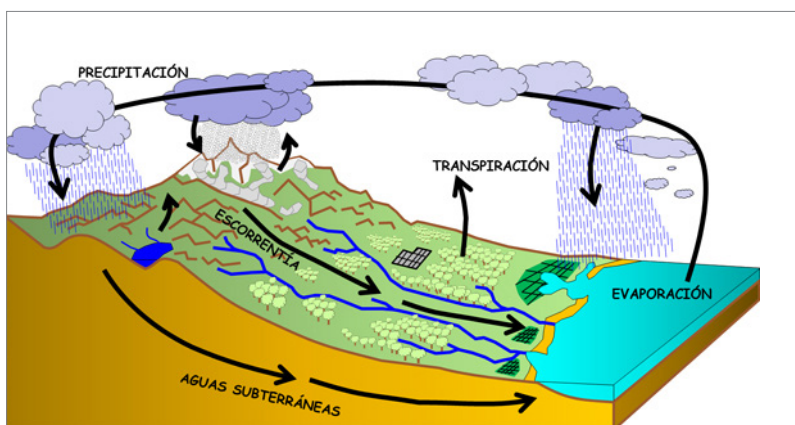


Figura IV.1: Esquema del ciclo hidrológico. Fuente: Elaboración propia.

El agua se mueve desde un almacenamiento a otro a través de procesos como la evaporación, condensación, precipitación, intercepción, escorrentía, infiltración, sublimación, evaporación, fusión y flujo de agua subterránea. Los océanos suministran la mayor parte del agua que se evapora a la atmósfera. Del total evaporado, el 91% retorna a los océanos a través de la precipitación directa sobre ellos. El 9% restante es transportado por la circulación atmosférica hasta las masas continentales, donde los factores climatológicos inducen la formación de precipitación. El desequilibrio resultante entre la tasa de evaporación y precipitación sobre la tierra y el mar es corregido por la escorrentía y el flujo de las aguas subterráneas a los océanos. La aportación global de agua está condicionada por los océanos (figura IV.2). Aproximadamente el 97% de toda el agua de la Tierra constituye los océanos. El 3% restante se mantiene como el agua dulce, formando parte de los glaciares y capas de hielo, aguas subterráneas, lagos, el suelo, la atmósfera, y la biosfera.

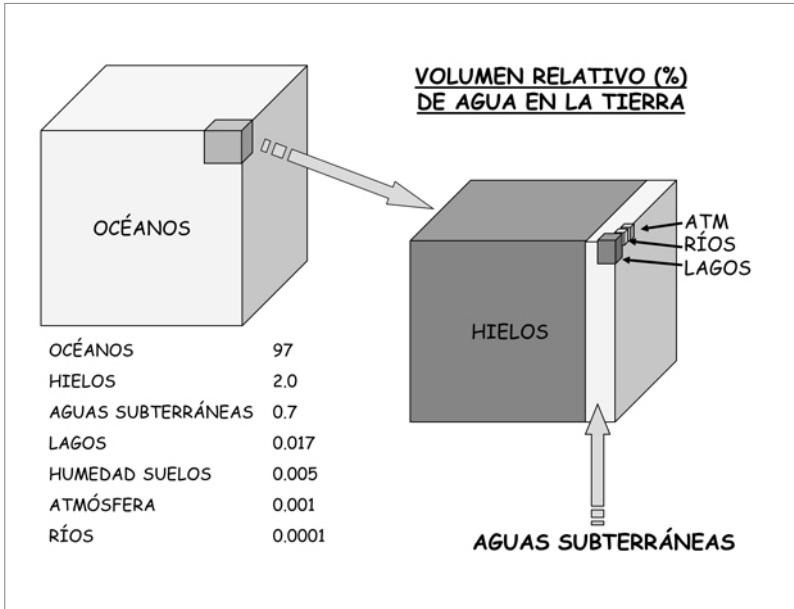


Figura IV. 2: Volumen relativo (%) del agua en la Tierra.

1. Hidrología superficial

La hidrología superficial estudia los procesos que intervienen en el ciclo del agua que se muestran en la Figura IV.1. Seguidamente se comentan algunos de los aspectos más relevantes.

1.1. Precipitación

Precipitación es el agua procedente de la atmósfera que cae sobre la superficie terrestre, ya sea en forma líquida o sólida. La precipitación se mide por la altura, usualmente en mm, que alcanzaría su equivalente en agua en un superficie plana y horizontal.

Para que existan precipitaciones tienen que producirse previamente en la atmósfera condensaciones. Se considera que la atmósfera está compuesta por aire seco y vapor de agua. Prácticamente todo el vapor

de agua se encuentra en la baja troposfera, el 90% del mismo está en la capa atmosférica de 5 Km que yace sobre la tierra. Dicho vapor de agua varía rápidamente con la altura. A su vez, la cantidad de agua en forma de vapor que puede contener el aire depende de la temperatura. Para que se originen precipitaciones el aire tendrá que alcanzar la saturación. Sin embargo, para que comience la condensación en el seno del aire a una temperatura dada, no basta que se haya alcanzado la saturación, es necesario el contacto con una superficie plana de agua o hielo.

Ocurre que, en general, se producen condensaciones en aire donde incluso no se ha alcanzado la saturación. Esto se explica por la existencia en el aire de pequeñas partículas higroscópicas, denominadas núcleos de condensación, que quedan en suspensión en la atmósfera al evaporarse gotas de agua de mar o como consecuencia de combustiones naturales y artificiales, su composición es de sales, carbón, óxidos de azufre o de nitrógeno y amoníaco, sobre las cuales se forma una minúscula gota.

Si no existieran núcleos de condensación harían falta sobresaturaciones enormes para que pudieran producirse condensaciones.

1.1.1. Análisis de la precipitación

En la hidrología torrencial tiene especial significado el binomio precipitación-tiempo. Este da lugar al concepto de precipitación de aguacero. En sentido amplio se entiende por aguacero el conjunto de lluvias asociadas a una perturbación meteorológica concreta; pero en la acepción más usual del vocablo, se entiende por aguacero a un período de intensa lluvia ininterrumpida y cuya duración raramente sobrepasa algunas horas.

La precipitación en el transcurso del tiempo puede medirse por su intensidad o por la altura total de la misma. El conocimiento de la intensidad en cada momento requiere de la utilización del pluviógrafo. Normalmente no se disponen de los mencionados aparatos y lo que se utiliza habitualmente son pluviómetros, que miden alturas totales de lluvia para intervalos de tiempo relativamente grandes, comúnmente 24 horas o incluso mayores (totalizadores). En ambos casos, la precipitación registrada en cada intervalo de tiempo se supone con intensidad constante durante el mencionado intervalo, ya que no hay información de su distribución dentro de él. Esta suposición, en el

caso de datos pluviométricos, se aleja mucho de la realidad y por ello se recurre a la elaboración de hietogramas sintéticos que suplan esta falta de información dentro del intervalo.

El hietograma es un gráfico que expresa las alturas de lluvia caídas por unidad de tiempo. Para representarlo, en las abscisas se lleva el tiempo en horas o intervalos aún menores, incluso de unos cuantos minutos si interesa y en las ordenadas la lluvia caída en la unidad de tiempo elegida, medida en mm (figura IV.3).

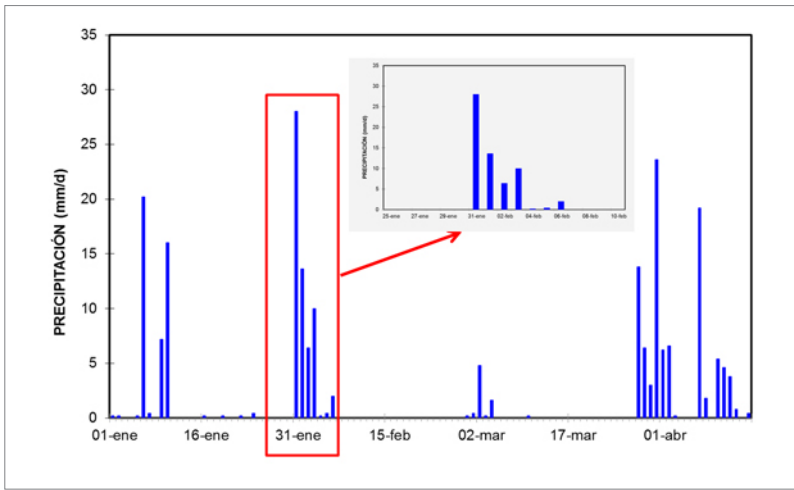


Figura IV.3. Ejemplo de hietograma de las lluvias durante los meses de enero a abril. Detalle para el episodio de lluvias del mes de febrero.

Fuente: *Elaboración propia.*

Además de estos conceptos imprescindibles para estudiar un aguacero, resulta interesante conocer el período de retorno del mismo; para así poder predecir, de alguna forma, cada cuanto tiempo es posible que acontezca un evento de esta naturaleza. Definir este nuevo concepto, exige considerar los aguaceros como aleatorios puros, de manera que sus valores constituyan una población estadística.

Sea x una variable, la función de densidad es $f(x)$; tal que la probabilidad de que se presente un valor entre x y $(x+\delta x)$ es $f(x)\cdot\delta x$

La probabilidad que la variable aleatoria tome un valor igual o inferior a un cierto número X , viene dada por la función de distribución $F(X)$ de la forma que se indica:

$$F(X) = \int_{-\infty}^X f(X) dx$$

Luego la probabilidad de que x sea mayor que X vendrá dada por la función complementaria: $F_1(X) = 1 - F(X)$

Entonces, la probabilidad que en un año el aguacero ocurrido sea superior a XT será $F_1(XT)$. Si se determina XT de tal modo que se verifique:

$$F_1(X^T) = \frac{1}{T}$$

Siendo T un número entero, el valor de T suele recibir el nombre de período de retorno y XT constituirá el aguacero T anual, interpretándose que sólo se superará el valor XT una vez cada T años.

Es importante además, el conocimiento de la distribución de la precipitación a lo largo del tiempo, es decir los valores de intensidad que se van sucediendo desde que comienza la lluvia hasta que acaba el evento. El diseño de los aguaceros es muy importante. La distribución de intensidades dentro de la tormenta condiciona en gran medida la generación de escorrentía. Si las intensidades mayores tienen lugar al principio del aguacero, gran parte de este agua quedará retenido en la superficie, ya sea por intercepción (en los primeros momentos, la superficie de la vegetación y del suelo está seca y es capaz de retener cierta cantidad de agua) o por infiltración (al principio los valores de capacidad de infiltración son relativamente altos y van disminuyendo según pasa el tiempo). Esto implica que las cantidades de agua que escurren libremente por la superficie, encauzándose hacia la red de drenaje, sean pequeños y, por consiguiente, los caudales generados sean relativamente bajos (aunque puedan mantenerse a lo largo de importantes períodos de tiempo). Si por el contrario las intensidades mayores se producen al final del aguacero, cuando el suelo está saturado y la infiltración es mínima, la mayor

parte de estos volúmenes de agua escurrirán libremente y originarán elevadas concentraciones de agua en los cauces en cortos intervalos de tiempo. En estos casos los caudales punta serán mucho más importantes, aunque no se prolonguen en el tiempo.

1.1.2. Variación espacial de las precipitaciones

Los datos registrados en las estaciones meteorológicas son puntuales y en muchas ocasiones condicionados por su situación geográfica, al tener que localizarse en puntos en los que sea fácil mantener una lectura periódica de las variables que se estén analizando. A este punto hay que añadir que la densidad de pluviómetros que cubre las zonas correspondientes a cuencas montañosas, a menudo es menor de lo deseable, sobre todo por la falta de población de estas regiones. Por esta razón, la extrapolación de estos valores puntuales al área circundante tiene que realizarse con cuidado.

Los valores de precipitación que se presentan en un punto cualquiera de la cuenca, dependen mucho del factor relieve y de la dirección de los vientos dominantes, sobre todo en las cuencas de montaña. Cuando se pretende realizar un balance precipitación-aportación sobre una cuenca, es básico aplicar un valor de precipitación media lo más real posible para que los valores de evapotranspiración, infiltración, *etc.* no estén condicionados a un error importante de magnitud debido a una precipitación mal estimada. En este sentido, hay que recurrir a métodos de extrapolación de los datos puntuales que nos proporcionan las estaciones meteorológicas y, teniendo en cuenta las características de la cuenca, estimar una distribución espacial de la precipitación para poder calcular un valor medio.

Los métodos más utilizados son los siguientes:

- Media aritmética
- Polígonos de Thiessen
- Cálculo de isohietas
- Polígonos de Thiessen modificado
- Métodos distribuidos basados en elementos finitos.

1.2. Complejo suelo – vegetación

No toda la precipitación (P) que llega a la superficie de la tierra produce escorrentía, dado que una parte es interceptada por la vegetación y por las microdepresiones del terreno ($It+M$), otra se evapora (E), parte también se infiltra en el suelo (I), y por último está la que genera la escorrentía, que se conoce también como precipitación neta o simplemente escorrentía ($P_{neta} = Q$). En síntesis se establece el siguiente balance:

$$P_{neta} = P - (It+M) - E - I$$

Es fácil observar que la precipitación neta depende fundamentalmente de dos factores: la cuantía real de las precipitaciones meteorológicas, por un lado, y de las características de la propia cuenca receptora por otro; dentro de esta última tiene especial importancia el complejo hidrológico suelo-vegetación, determinante de la magnitud del término ($It+M$) y del término I.

La valoración de la cantidad de agua que escurre se puede realizar por diferentes métodos; desde el coeficiente de escorrentía, hasta análisis de la velocidad de infiltración.

El método del *Número de Curva*, es uno de los más utilizados. Fue elaborado por U.S.D.A. Soil Conservation Service y se basa en la estimación directa de la escorrentía superficial de una lluvia aislada, a partir de las características del suelo, el uso de éste, su cubierta vegetal y del aprovechamiento a que está sometida esta última.

Se supone que cada uno de los complejos suelo-vegetación se comporta, desde el punto de vista de la infiltración, de una misma forma frente a una precipitación. A cada tipo de complejo suelo-vegetación se le asigna un valor, llamado Número de Curva o Número Hidrológico, que define sus condiciones hidrológicas. Para esta asignación se utilizan tablas elaboradas al efecto.

Como cabe suponer, es necesario el conocimiento de la distribución de la vegetación y del tipo de suelo, para lo cual se hace imprescindible disponer de la correspondiente cartografía.

1.3. La cuenca, factores geomorfológicos que la caracterizan

Según LLamas (1993), una cuenca es un espacio geográfico cuyos aportes son alimentados exclusivamente por las precipitaciones y cuyos excedentes en agua o en materias sólidas transportadas por el agua forman, en un punto espacial único, una desembocadura o una estación de aforo.

Dos cuencas sometidas a condiciones climáticas similares pueden tener regímenes de flujo totalmente distintos. Esta diferencia se debe principalmente a las diversas características físicas de ambas cuencas. Aunque resulta evidente que factores como el tipo de suelo y el espesor de la capa permeable ejercen un gran efecto sobre el régimen de flujo, la fisiografía puede ser importante en la respuesta de la cuenca a las precipitaciones.

La morfometría pretende hallar parámetros que sirvan para caracterizar un ambiente geomorfológico y que, además, sean susceptibles de un tratamiento estadístico o matemático que permita disminuir la influencia de la subjetividad en las conclusiones que se deriven de esos parámetros.

Los parámetros morfométricos principales que se obtienen de una cuenca son:

- Superficie (S).
- Perímetro (P).
- Altura Máxima (Hmáx.).
- Altura Mínima (Hmín.).
- Desnivel (ffH).
- Pendiente Media (Im).
- Otras características que interesan obtener de las cuencas, son las relativas a los Parámetros Físicos de Forma y de Relieve, y a los relacionados a la Red Hidrográfica.

1.4. Hidrograma asociado a una precipitación

El hidrograma de caudales es aquella representación gráfica que expresa la variación en el tiempo del caudal en una sección de un río, denominada sección de salida (figura IV.4). En consecuencia, el hidrograma refleja la escorrentía total de la cuenca. Si sobre la cuenca se produce un aguacero de P mm de columna de agua ($1 \text{ mm} = 1 \text{ l/m}^2$) que genera una escorrentía de Q mm de columna de agua, el hidrograma definirá el caudal Q dependiente de t como: $Q = f(t)$

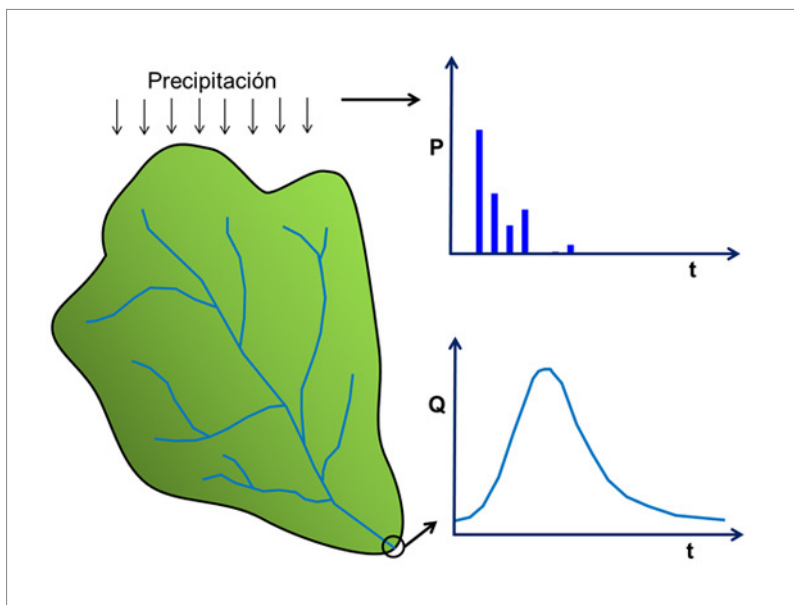


Figura IV.4. Hietograma de precipitación e Hidrograma de caudales en un punto de salida de la cuenca hidrográfica.

Fuente: *Elaboración propia.*

Cuando se inicia un proceso de lluvias, las primeras gotas del mismo son retenidas por las hojas, o la cubierta vegetal, constituyendo lo que se denomina *interceptación*. Parte del agua retenida por la vegetación volverá a la atmósfera mediante procesos de *evaporación*, otra resbalará por la planta hasta alcanzar la superficie del terreno y una última fracción será absorbida por la planta. La *interceptación* depende del tipo de especie vegetal existente, así como de la densidad forestal. Pasado un corto espacio de tiempo, el agua comienza a llegar al suelo alimentando las depresiones y oquedades de la superficie del terreno (*detención superficial*) dependiendo de la capacidad de infiltración del suelo. Parte del agua detenida superficialmente podrá pasar de nuevo a la atmósfera por evaporación y otra se infiltrará. Se inicia la infiltración, paso del agua de la superficie del terreno al interior del mismo. El valor de la infiltración en general, disminuye con el paso del tiempo hasta que se estabiliza a un valor de pocos milímetros.

El agua infiltrada llenará los huecos del suelo edáfico (suelo superficial) pudiendo llegar a saturación, momento a partir del cual se genera la *escorrentía superficial*. También se genera *escorrentía superficial* cuando la intensidad de precipitación es mayor que la tasa de infiltración, acumulándose el agua en forma de detención superficial hasta que rebosa constituyendo arroyos superficiales que escurren a zonas topográficas más bajas. El agua que forma parte de la humedad del suelo puede pasar a la atmósfera por *evapotranspiración* o a las capas inferiores del terreno por percolación. Se establecerá un flujo cuasihorizontal a través del medio poroso del terreno, que podrá aflorar de nuevo a la superficie del terreno en forma de manantiales (*escorrentía hipodérmica o subsuperficial* y flujo *epidérmico*); el resto alimentará el nivel freático del acuífero situado a más profundidad (recarga). La recarga elevará el nivel freático, incrementando el gradiente piezométrico y, en consecuencia, aumentando el flujo subterráneo (*escorrentía subterránea*), que descargará en los cauces de los ríos (figura IV.5).

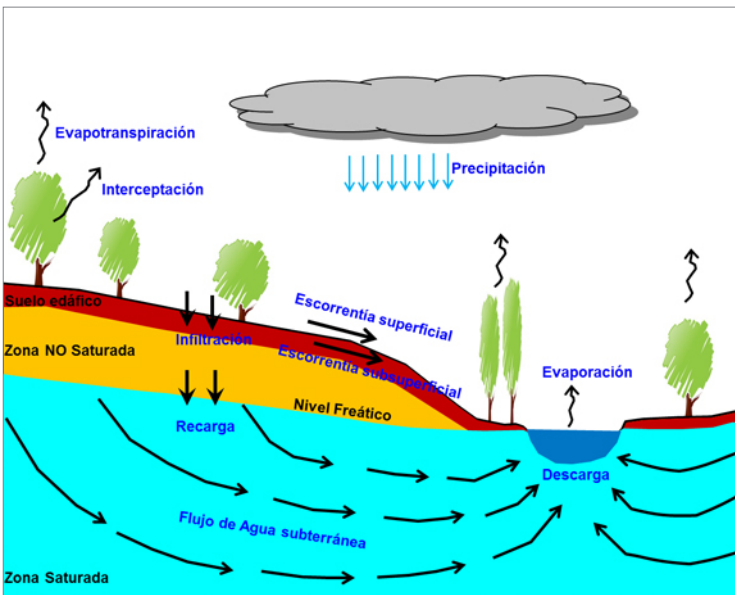


Figura IV.5. Componentes del ciclo hidrológico. Fuente: *Elaboración propia.*

La escorrentía total viene determinada por la suma de la *escorrentía superficial*, de la *escorrentía hipodérmica* y de la *escorrentía subterránea*. Del agua total precipitada una pequeña parte cae sobre las superficies del agua libre (lagos, ríos,..). El agua precipitada sobre dichas superficies es ligeramente creciente debido a que a medida que la avenida se produce, la superficie de agua en lámina libre es mayor, aunque la intensidad es la misma.

La escorrentía subsuperficial o hipodérmica es la diferencia entre el agua infiltrada y la retenida formando la humedad del suelo y la que alimenta a las reservas de agua subterránea. Esta escorrentía es más lenta que la superficial pero más rápida que la subterránea.

La escorrentía subterránea, que se debe al ascenso del nivel freático, se caracteriza por que la duración del trayecto hasta que alcanza la sección de salida es mucho mayor que para las otras componentes del caudal, de tal modo, que mientras la escorrentía superficial alcanza la sección de salida en pocas horas, la escorrentía subterránea suministra sus aguas de un modo mucho más gradual, representando un muy pequeño porcentaje de los caudales pico de crecidas. Por otra parte, en épocas no lluviosas, la práctica totalidad del caudal aportado a un río proviene de la escorrentía subterránea.

1.4.1. Partes del hidrograma

Un hidrograma de crecida tiene esquemáticamente la forma que se presenta en la figura IV.6.

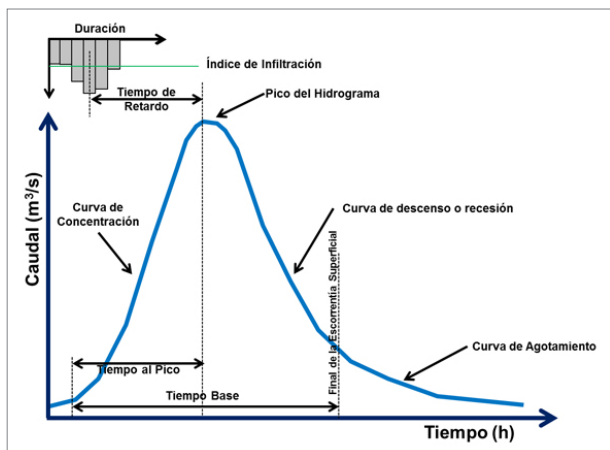


Figura IV. 6. Partes del hidrograma. (Modificado de Moreno, 2008).

Los parámetros de forma son los siguientes:

- Pico del hidrograma (qp), valor máximo de la escorrentía.
- Tiempo al pico (tp), tiempo entre el inicio de la escorrentía y la ocurrencia del pico del hidrograma.
- Tiempo base (tb), tiempo transcurrido desde el inicio de la crecida hasta el final de la escorrentía directa, por lo tanto es el tiempo total del hidrograma de escorrentía.
- Tiempo de recesión (tr), tiempo desde el inicio de la recesión hasta el final de la misma.
- Volumen de escorrentía (Q), es el área debajo del hidrograma y se expresa en m^3 o l.
- Precipitación efectiva (Pe), es la porción de la precipitación que se transforma en escurrimiento. Esta comienza después que la tasa de infiltración sea menor que la intensidad de lluvia y termina cuando la intensidad de la lluvia se hace menor que la tasa de infiltración.
- Duración de la precipitación efectiva (D), tiempo transcurrido entre el inicio y el final de la lluvia efectiva.
- Abstracciones o pérdidas iniciales (Ia), porción de la precipitación que ocurre antes del inicio de la escorrentía.
- Tiempo de retardo o respuesta (tL), es el tiempo entre la mitad de la duración de la lluvia efectiva y el tiempo al pico.
- Punto de inflexión, ocurren en la recesión y coinciden con los cambios de dirección de la curva de recesión. El primer punto de recesión indica el fin del escurrimiento y el segundo el fin de la escorrentía directa.
- Tiempo de concentración (tc), tiempo entre el final de la lluvia efectiva y el primer punto de inflexión.

1.4.2. Análisis del hidrograma. Separación de componentes

De este análisis se obtiene una aproximación del valor que puede tomar la escorrentía superficial o escorrentía rápida que es evacuada por la red hidrográfica en breve tiempo tras la tormenta. Este método solo se puede aplicar en aquellos lugares en donde se disponga de aforos con el detalle suficiente (limnógrafos) que permitan la construcción de los hidrogramas de tormenta.

A cada uno de los hidrogramas de los que se disponga, se le hace un análisis. Este análisis consiste en separar sus componentes, por un

lado, la superficie del hidrograma correspondiente al volumen de agua cuyo origen es la escorrentía superficial, y, por otro, la correspondiente al caudal base del río, originado por escorrentías lentas provenientes también de otras precipitaciones anteriores.

La distribución de estos volúmenes tiene la forma que se muestra en la figura IV.7.

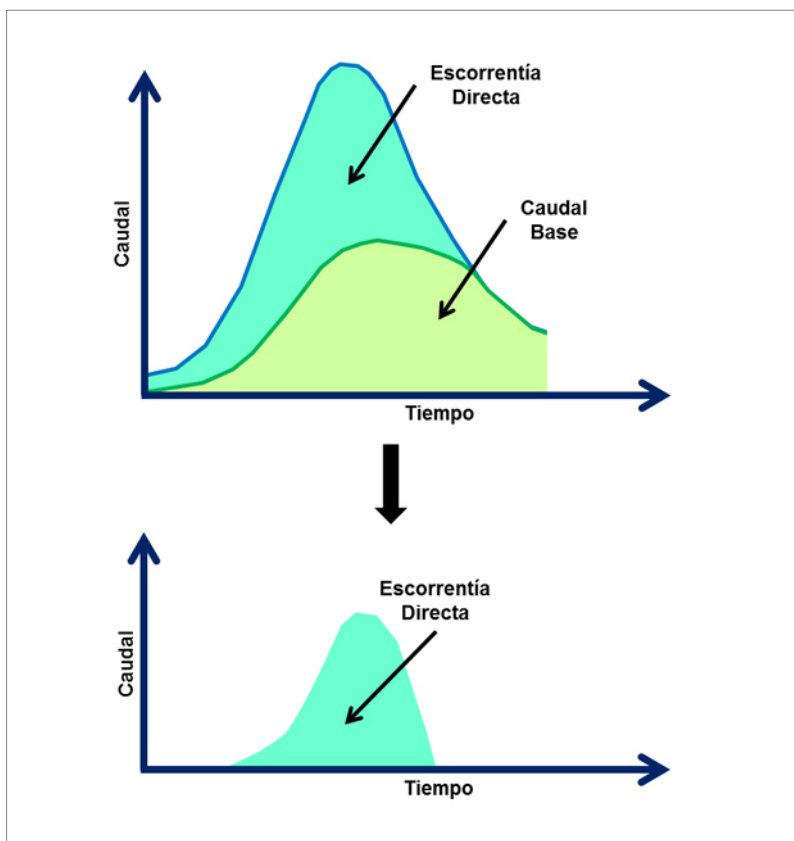


Figura IV.7. Separación de componentes del hidrograma. Fuente: *Elaboración propia.*

El hidrograma está constituido por la suma de las distintas escorrentías. En la práctica resulta casi imposible dibujar exactamente las curvas que separan en el hidrograma a cada uno de los tres tipos de escorrentía;

incluso, en muchos casos se distingue únicamente escorrentía superficial y escorrentía subterránea, en cuanto que se supone el hecho de que la hipodérmica alimenta a una u otra, soliendo englobarse como parte de la superficial. Existen una serie de métodos aproximados para la separación de los diversos componentes de la escorrentía.

1.5. Caudales de avenida

Se denomina crecida o caudal extraordinario al caudal excesivamente alto en un río. Los fenómenos de las avenidas, al igual que las precipitaciones, son aleatorios con ciclos básicamente anuales.

Las crecidas son debidas a factores como:

1. La precipitación, la existencia de frentes activos, las lluvias orográficas, así como las tormentas pueden producir precipitaciones excepcionales, que son la base de las crecidas. Las precipitaciones afectan de forma distinta según el tamaño de las cuencas. En cuencas grandes, son los frentes los que producen una generalización de la precipitación, mientras que en cuencas medianas o pequeñas son las lluvias convectivas u orográficas las que producen las mayores y más peligrosas avenidas.
2. La fusión de la nieve. Este fenómeno debido a un aumento de la temperatura, que puede acompañar a las lluvias intensas, puede ser un factor de incremento del caudal de una avenida.
3. El estado de humedad del suelo. Como se sabe existe una primera retención que es muy baja con suelo inicialmente saturado. Es un factor importante en cuencas grandes.
4. Geomorfología de la cuenca. Las características geomorfológicas de una cuenca como la pendiente o la vegetación son un factor básico en la generación de una avenida.
5. La actividad humana. Puede variar las características de la avenida en una cuenca, como por ejemplo la existencia de zonas urbanizadas facilita la escorrentía, la existencia de embalses retrasa y lamina la avenida.

Hasta hace poco, los esfuerzos para pronosticar avenidas centraban su interés únicamente en la descarga máxima de la avenida, relacionando la ocurrencia del gasto pico con los parámetros meteorológicos y fisiográ-

ficos de una cuenca. En la actualidad se cuenta con métodos más completos que consideran la presencia de distintas condiciones meteorológicas.

La principal utilidad de los métodos para la predicción de avenidas, radica en que al tener una idea anticipada de las avenidas que están por ocurrir, es posible aprovechar al máximo los mecanismos de control, como en el caso de presas. La avenida que más interesa conocer para la protección de las obras hidráulicas y asentamientos en los valles que atraviesa un río, es la máxima instantánea.

Se entiende por forma de la avenida, la distribución de los porcentajes respecto al caudal máximo de los caudales correspondientes a los tiempos transcurridos a partir del momento en que se inicia la avenida, el período de retorno (T_r), sirve para conocer el caudal máximo con el cual se proyectarán las obras hidráulicas mencionadas a lo largo del curso, eligiendo el período de retorno más adecuado tomando en cuenta la vida útil de la obra, así como su aspecto económico.

Para la estimación de una avenida máxima se dispone de variados métodos de cálculo, que pueden ser agrupados en términos generales en orden de importancia creciente (garantía), como sigue:

- Métodos Empíricos.
- Métodos Históricos.
- Métodos de Correlación Hidrológica de Cuencas.
- Métodos Estadísticos o Probabilísticos.
- Métodos Hidrológicos o de Relación Lluvia-Escorrentamiento.

2. Hidrología subterránea

2.1. Introducción

La hidrología subterránea también se puede definir como aquella parte de la hidrología que corresponde al almacenamiento, circulación y distribución de las aguas en el terreno, teniendo en cuenta las propiedades físico-químicas y sus interacciones con el medio físico y biológico, y sus reacciones a la acción del hombre.

Para su correcto estudio se necesita:

- **Estudio geológico:** (estratigrafía, petrología, estructural, ...) para conocer el medio físico.

- **Estudio químico:** para determinar la calidad y la interacción entre el medio físico y el agua.
- **Leyes físicas:** mecánica de fluidos, de rocas y de suelos (mecánica de acuíferos).
- **Planificación:** gestión de los recursos hidráulicos.

2.1.1. El agua en el terreno

El almacenamiento y circulación de agua se da en todo tipo de terrenos. Las características geológicas del terreno condicionan dicho almacenamiento y circulación.

Es común la creencia que el agua subterránea fluye a través de ríos que hay bajo tierra. A pesar de que hay algunas cavernas, tubos de lava o hielo, que forman galerías que pueden llevar agua, la gran mayoría del agua subterránea ocupa el espacio poroso de las rocas y los materiales del subsuelo. Por lo general, el comportamiento entre agua y terreno es más parecido a una esponja.

Los distintos sedimentos y tipos de rocas siempre muestran un cierto grado de porosidad. En los materiales sedimentarios, el medio está formado por un agregado de granos de mayor o menor tamaño entre los cuales existen espacios vacíos o poros que pueden ser ocupados por un fluido. Además, se dan multitud de procesos geológicos que la van modificando. Por ejemplo, (1) el proceso de consolidación de los sedimentos produce una pérdida de porosidad (del sedimento original se pasa a una roca sedimentaria); (2) la actividad tectónica sobre las rocas produce innumerables planos de rotura (fracturación y alteración) en los que se incrementa dicha porosidad (macizos rocosos fracturados); y (3) la disolución de algunos minerales del terreno al circular el agua condiciona el desarrollo de cavidades (macizos kársticos). El grado de conexión entre poros condiciona que los fluidos contenidos en el terreno, como el agua, puedan circular con mayor o menor dificultad. El término “permeabilidad” describe y cuantifica este concepto. Dependiendo de la escala de las observaciones, todos estos condicionantes, hacen que el medio hidrogeológico se trate como homogéneo o heterogéneo.

2.1.2. Tiempos de residencia típicos

Una fracción importante de la precipitación que cae sobre el suelo se infiltra en el terreno. Una vez en él, parte de esta agua emerge rápidamente como descarga hacia cursos de agua superficiales. Pero, a causa de la gravedad, gran parte del agua sigue una trayectoria descendente hasta encontrar un punto a partir del cual el terreno está saturado en agua (la porosidad del terreno está fundamentalmente llena de agua), es el llamado “nivel freático”. En ese momento el flujo del agua no está condicionado por la gravedad, sino, por el potencial hidráulico (el agua fluye de mayor a menor potencial, por ejemplo, los ríos fluyen de mayor a menor altura y no al revés). En ese caso el movimiento puede ser en cualquier dirección (ascendente, descendente y horizontal). Si la posición del nivel freático se mantiene constante implica que existe un equilibrio entre la recarga y la descarga.

Como muestra la figura IV.8, la dirección y velocidad del flujo del agua subterránea están condicionadas por las diversas características geológicas del terreno (geometría, materiales distintos, parámetros hidráulicos distintos, zonas de recarga y descarga, etc). Si la roca tiene características que permiten que el agua se mueva con relativa rapidez a través de él, el flujo de las aguas subterráneas puede moverse a distancias significativas en un número de días (pocos metros por día). Sin embargo, si el terreno es muy poco permeable, o según las trayectorias que adquieran, las aguas subterráneas pueden circular de forma muy lenta (milímetros por año) y también puede llegar a zonas más profundas, desde donde se necesitan miles de años para regresar a la superficie. Incluso pueden entrar a formar parte del almacenamiento de agua subterránea profunda, donde podría permanecer por períodos mucho más largos. Las características fundamentales de las aguas subterráneas son la baja velocidad en el movimiento, los grandes volúmenes de reservas y el gran tiempo de renovación del agua en el sistema.

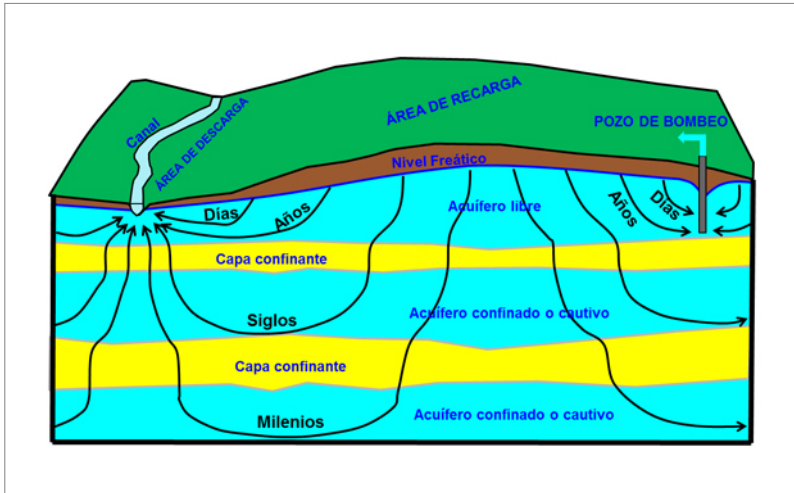


Figura IV.8. Circulación y nivel de saturación: Equilibrio entrada y salida y tiempos de tránsito. Modificado de: <http://ga.water.usgs.gov/edu/watercycle/gwdischarge.html>

2.2. Hidrodinámica subterránea

2.2.1. La recarga y descarga de las aguas subterráneas

El agua subterránea se recarga por la precipitación y en función del clima local, los usos del suelo o la geología y está desigualmente distribuida tanto en cantidad como en calidad.

La recarga de un acuífero se define como la cantidad de agua que entra en la zona saturada del subsuelo. Se expresa como volumen por unidad de superficie y de tiempo ($m^3/m^2/d$, m/d , mm/d). En países áridos o semiáridos es normal que oscile entorno a 50 – 100 $mm/año$. Varía enormemente en el espacio y tiempo, de manera que será difícil de medir y/o de extrapolar.

Existen otras situaciones en las que los mecanismos de recarga son diferentes de los de infiltración por agua de lluvia. Algunos de estos son:

1. Interacción con las aguas superficiales desde ríos, lagunas, el mar y otras masas de agua.

2. Recarga artificial o inducida por la acción del hombre:

- Recarga accidental, por ejemplo, pérdidas en las redes de conducción de agua.
- Recarga inducida, potenciando sistemas que favorecen la infiltración de aguas superficiales hacia el terreno, por ejemplo, modificando el cauce de los ríos, su pendiente, anchura, *etc.*
- Recarga artificial, mediante la implementación de mecanismos específicos que permiten la recarga de aguas tratadas al terreno. Por ejemplo, balsas de infiltración, pozos de recarga, *etc.*

Algunos mecanismos de descarga son análogos a los de recarga, pero en sentido opuesto.

En la mayoría de los ámbitos de interacción entre aguas subterráneas y superficiales (ríos, zonas húmedas y océanos) la dirección de aporte puede ser en ambos sentidos e incluso ir cambiando en el tiempo (por ejemplo de forma estacional). Las principales descargas relacionadas con la interacción de las aguas superficiales son: manantiales, ríos y arroyos, bosques de ribera, humedales, descargas marinas, *etc.*

La actividad antrópica también es un gran condicionante de los procesos de descarga. La explotación de las aguas subterráneas, normalmente mediante pozos de extracción, tiene una clara influencia en la pérdida de capacidad de descarga hacia los sistemas naturales antes mencionados. Los impactos producidos por esta detracción pueden ser muy significativos.

La gestión de las aguas subterráneas implica, entre otras cosas, conocer los mecanismos que condicionan el balance (entradas y salidas) y su cuantificación.

2.2.2. Circulación de agua en el terreno (hidrodinámica)

El espacio existente entre la superficie de la tierra y el agua del acuífero es una zona que los hidrólogos llaman la zona no saturada (ZNS). Es la más superficial del terreno y en contacto con la atmósfera, en la que toda la porosidad disponible no está llena de agua. La ZNS comprende el suelo edáfico de la superficie del terreno y las rocas in-frayacentes. El espesor de la ZNS varía entre algunos metros y varias decenas de metros. En casos extremos, la ZNS puede no existir (suelos inundados, humedales) o llegar a superar el centenar de metros.

2.2.3. Flujo en la zona saturada

Definición de acuífero.

Los diversos tipos de materiales del terreno se pueden clasificar en función de sus propiedades hidrogeológicas en:

- **Acuíferos:** materiales por los que circula y se almacena agua que puede ser aprovechada económicamente.
- **Acuitardos:** materiales en los que se almacena agua pero que circula lentamente. No suelen ser aptos para el aprovechamiento económico.
- **Acuicludo:** materiales en los que se almacena agua pero que no permiten su circulación. No son aprovechables.
- **Acuífugo:** materiales que no pueden contener agua ni permiten su circulación.

Tipos de acuíferos.

Normalmente los acuíferos se clasifican en función de las condiciones de presión a las que se encuentra el agua que contienen:

- **Acuífero “libre” o “no confinado”:** En acuíferos libres, el agua simplemente ha infiltrado desde la superficie y se satura el material del subsuelo. La superficie del agua en el acuífero se encuentra a presión atmosférica. El nivel al que se encuentra el agua se suele llamar nivel freático y coincide con la superficie del agua en el acuífero. Si se perfora un pozo en un acuífero no confinado, se tiene que instalar una bomba para impulsar el agua a la superficie (figura IV.9).
- **Acuífero confinado:** Acuífero limitado en la parte superior por un techo impermeable, de manera que el agua se encuentra a presión superior a la atmosférica en todos los puntos. El nivel al que se encuentra el agua se suele llamar nivel piezométrico y coincide con la presión del agua en el acuífero. Cuando una perforación llega al techo del acuífero el agua sube por la perforación hasta que se estabiliza a una profundidad correspondiente a su nivel piezométrico (figura IV.9).
- **Acuífero artesiano:** Es un tipo de acuífero cautivo en el que su presión de confinamiento es superior a la altura de la cota del terreno en la que se encuentra. Si se perfora la capa superior confinante el agua sale a la superficie sin necesidad de bombear (pozo surgente).
- **Acuífero semiconfinado:** Acuífero de tipo confinado que se diferencia de este en que se encuentra limitado en la parte superior por

una formación geológica muy poco permeable pero que es capaz de producir un flujo de agua significativo hacia el acuífero.

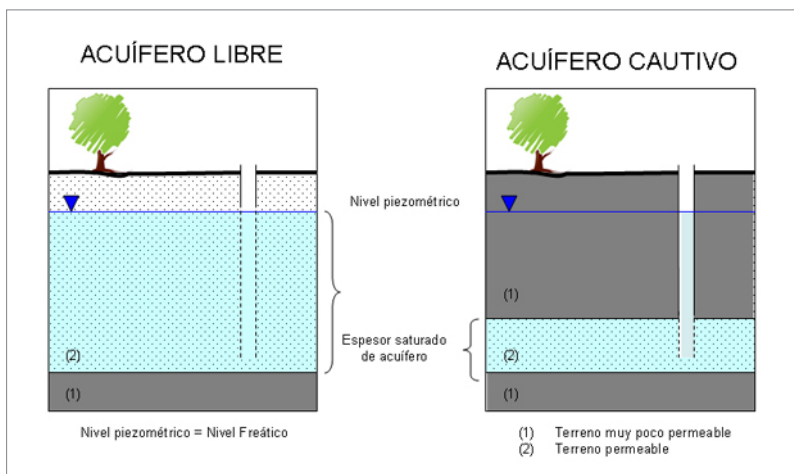


Figura IV.9. Esquema fundamental correspondiente a acuífero libre y cautivo.
Fuente: Elaboración propia.

2.2.4. Reservas y recursos

Tradicionalmente se han considerado los términos de reserva y recursos hidráulicos subterráneos de la siguiente forma:

Las *reservas* constituyen el volumen de agua contenido en un acuífero, en función de su geometría, extensión y porosidad. Es el volumen de agua disponible en un momento determinado.

Los *recursos* constituyen el volumen de agua subterránea que se puede disponer sin modificar las reservas. Se trataría de aprovechar la parte del sistema que se renueva.

Sin embargo, estas definiciones son muy simplistas en el marco de la gestión actual de los recursos hídricos, donde se hace necesario un enfoque más global e integrador y en el que los objetivos de gestión deben compaginar los aprovechamientos con la protección, la conservación y la mejora de la calidad. En definitiva, deben promover un uso sostenible real.

2.2.5. Parámetros hidráulicos del terreno

Existen o se pueden definir una serie de parámetros físicos que condicionan el movimiento de agua en el terreno, estos son:

1. **Porosidad** (“ ϕ ” o “ m ”). Cuantifica el espacio disponible entre las partículas sólidas del acuífero. Se suele definir como la relación entre Volumen de “huecos” y volumen total.

$$\phi = m = \frac{V_v}{V_T}$$

La porosidad eficaz ϕ_e se define como aquella parte de la porosidad que permite la circulación del agua. Normalmente es la porosidad que consideramos al hablar de acuíferos. En terrenos con poros grandes $\phi_e < \phi_T$; mientras que en terrenos con poros pequeño.

2. **Permeabilidad** (K [m/d]): cuantifica el grado de interconexión o continuidad entre los espacios que define la porosidad. Es un parámetro característico según el tipo de terreno.
3. **Transmisividad** (t [m²/d]): es la integración de la permeabilidad para un acuífero de un determinado espesor. Este suele ser el factor de mas importante de cara a conocer los flujos en el acuífero o su potencial explotación.
4. **Coefficiente de almacenamiento** (S): cantidad de agua liberada o absorbida por unidad de superficie de acuífero al variar su presión el equivalente a variar en 1 metro de columna de agua (m.c.a.).

2.2.6. Movimiento del agua en un medio poroso

El movimiento del agua en un medio poroso saturado viene definido por la Ley de Darcy, figura IV.10.

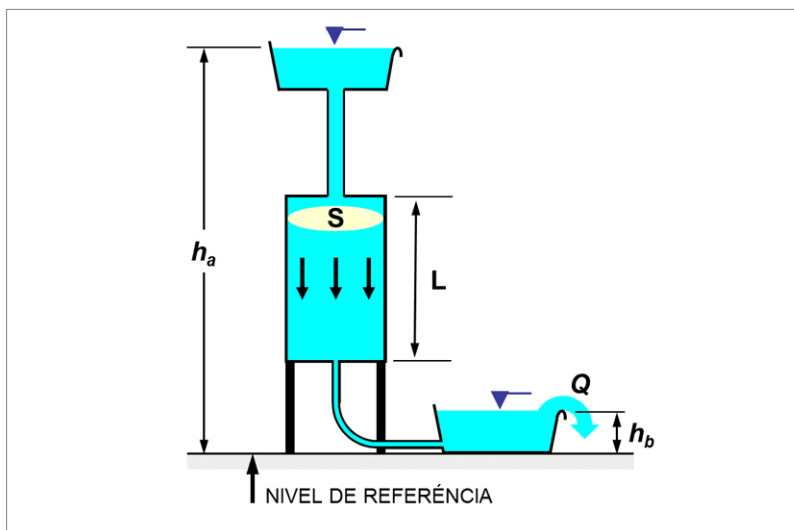


Figura IV.10. Esquema del experimento de Darcy. Fuente: Elaboración propia.

Darcy hace sus experimentos con distintos tipos de suelos, variando los parámetros S , L , $H_1(=h_A)$ i $H_2(=h_B)$. Observó que el caudal medido Q era directamente proporcional a: (1). La diferencia $h_A - h_B$; (2) la sección S de la muestra de terreno y (3) inversamente proporcional a la longitud L de la muestra de terreno.

A la constante de proporcionalidad se le llama K : y es la permeabilidad, que como ya se ha definido es una forma de cuantificar el grado de interconexión de los poros de la muestra. K tiene dimensiones de velocidad $[LT^{-1}]$

La expresión de la ley de Darcy es:

$$Q = K \cdot \frac{h_A - h_B}{L} \cdot S$$

El vector de flujo o velocidad de Darcy, (que indica la dirección del movimiento del agua) tiene la misma dirección y sentido opuesto que el vector gradiente de alturas piezométricas: si $h_A > h_B$,

$$\bar{q} = \frac{Q}{S} = K \cdot \frac{h_A - h_B}{L} = -K \cdot \frac{\Delta h}{L}$$

El gradiente hidráulico es la diferencia $h_A - h_B$ dada una longitud L .

2.2.7. Nivel piezométrico

También se le llama *potencial hidráulico* o *altura piezométrica*. Se define como la unidad medida de la energía del agua por unidad de peso y se da en unidades de longitud. Es la variable estado que se usa en hidráulica. Para evaluar la altura piezométrica, el eje vertical (z) ha de considerarse hacia arriba.

Se parte de la fórmula de Bernoulli de hidráulica. Con esta fórmula se calcula el potencial hidráulico en un punto según su cota, presión, peso específico y velocidad.

$$h = z + \frac{p_w}{\gamma} + \frac{v^2}{2g}$$

Donde:

- h = Potencial hidráulico
- z = cota
- p_w = Presión del fluido (agua en nuestro caso, $10 \text{ mca} = 1 \text{ kg/cm}^2$)
- γ = peso específico del fluido (agua en nuestro caso, 1000 Kg/m^3)
- v = velocidad
- g = constante de la gravedad

En hidrología subterránea es normal despreciar el término cinético debido a la baja velocidad de circulación del agua por el terreno.

En este caso la ecuación queda:

$$h = z + \frac{p}{\gamma} + \frac{v^2}{2g}$$

Se mide en metros respecto al nivel de referencia (normalmente el nivel del mar). Suele ser el nivel del agua en los pozos.

2.2.8. Superficie piezométrica

La superficie piezométrica está definida por el nivel piezométrico en todos los puntos del acuífero. Es la “topografía” del nivel freático en acuíferos libres o del nivel piezométrico en los cautivos. En un acuífero la superficie no es horizontal, y por tanto será necesario conocer la geometría de la superficie piezométrica para poder evaluar las variaciones de volumen, la dirección del flujo y el gradiente hidráulico.

Para dibujar la superficie piezométrica necesitamos puntos de observación del acuífero: pozos, sondeos, fuentes, ríos, mar, lagos, etc. (siempre que exista conexión hidráulica). La profundidad del nivel piezométrico se puede determinar midiendo en pozos que penetran en el acuífero. La elaboración de un mapa de la superficie piezométrica requiere que se mida la profundidad del agua en un buen número de pozos en el área de estudio. La medida de profundidad del agua se suele tomar con una sonda de nivel específica. Para calcular el nivel se debe conocer la cota del terreno o del punto de referencia donde hacemos la medida, de esa manera restando la profundidad se obtiene la medida de nivel. Normalmente el nivel de referencia es el mar, con lo que el nivel piezométrico corresponderá a la cota del nivel de agua medido (figura IV.11.1).

Una vez se dispone de numerosas medidas del nivel en el acuífero (figura IV.11.2), se procede a interpolar los datos y trazar las curvas de igual nivel (isopiezas) (figura IV.11.3).

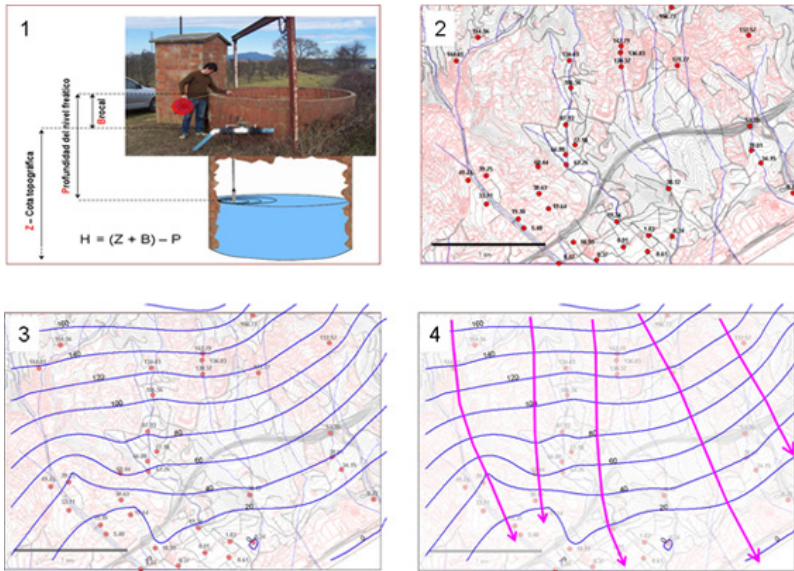


Figura IV.11 Metodología habitual para la elaboración de mapas piezométricos. (1) Medida de la profundidad del agua en cada pozo y cálculo del nivel; (2) situación de los niveles medidos en un mapa; (3) Interpolación y trazado de las curvas de igual nivel (isopiezas); y (4) trazado de las líneas de flujo subterráneo. Fuente: Alex Nogués

El mapa piezométrico o de isopiezas, permite estimar las variaciones del gradiente (variará en función de la permeabilidad del terreno por el que pasa o por cambios en la geometría del acuífero), y también la profundidad aproximada del nivel en cualquier zona del mapa. Además, proporciona una indicación de la dirección aproximada del flujo de agua subterráneo en cualquier ubicación del mapa mediante el trazado de líneas perpendiculares a las curvas piezométricas (figura IV.11.4).

Para poder trazar las isopiezas correctamente, además de tener en cuenta las medidas de nivel en pozos o sondeos, se ha de considerar como son algunas de las condiciones de contorno o límites del acuífero. Por ejemplo, se dan diferentes geometrías que adoptan las isopiezas según si el río es ganador (drena el acuífero); perdedor (recarga el acuífero), o no hay conexión hidráulica (figura IV.12).

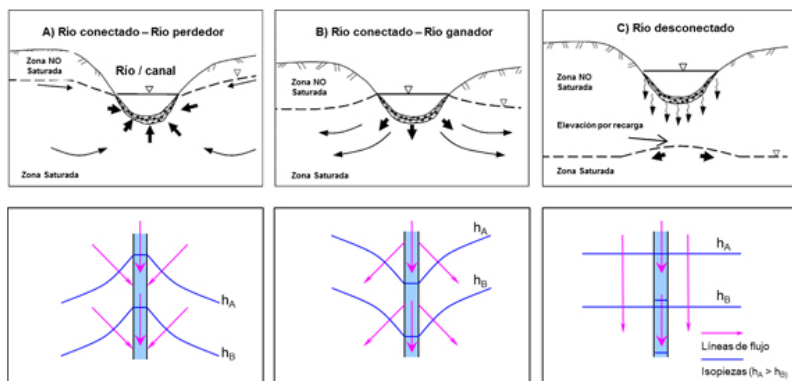


Figura IV.12. Vista en sección y planta de la relación piezométrica río-acuífero en diversos supuestos. Fuente: *Elaboración propia*.

Otras consideraciones pueden ser los efectos locales que se observan cuando hay recargas o inyecciones puntuales, en las que se generaría un cono o zona de niveles elevados, o bien extracción puntual (pozo) en que se genera un cono de descensos (figura IV.13).

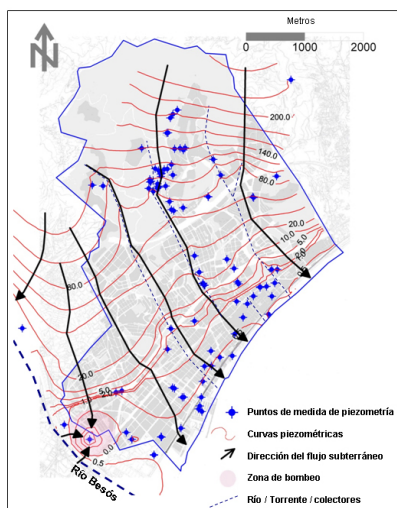


Figura IV.13.- Piezometría de la ciudad de Badalona correspondiente al año 2001. Vázquez-Suñé y Montes (2005).

El nivel piezométrico no es constante, y aunque sus variaciones son lentas, su dinámica está condicionada por los cambios en los procesos de recarga o descarga. Por lo tanto, al trazar el mapa piezométrico, las mediciones del nivel de agua debe realizarse en aproximadamente el mismo periodo de tiempo, de forma que el mapa resultante sea único y represente ese momento específico.

Otra forma de observar la piezometría es mediante el estudio de sus variaciones temporales en determinados puntos. Se representan mediante los hidrogramas. Los hidrogramas son oscilaciones del nivel piezométrico en el tiempo (figuras IV.14 y IV.15).

Las oscilaciones son pequeñas en acuíferos no explotados y grandes en acuíferos sometidos a grandes extracciones (especialmente si son confinados, dado que S es muy pequeño). Existen diversos tipos de variaciones piezométricas:

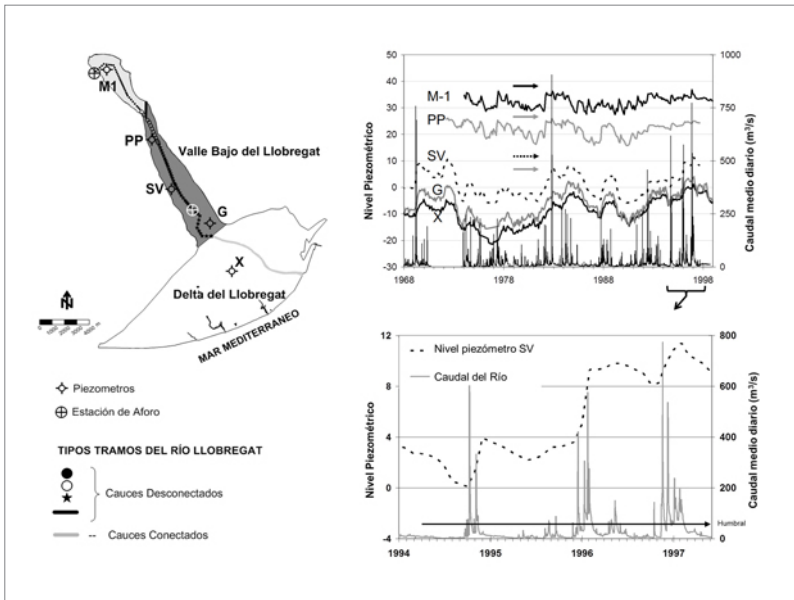


Figura IV.14. Hidrogramas correspondientes a diversos pozos ubicados en el Valle Bajo y Delta del río Llobregat. Se observa muy bien la respuesta de los niveles de agua en el acuífero (recarga) en relación con los diversos episodios de avenida. Fuente: *Elaboración propia.*

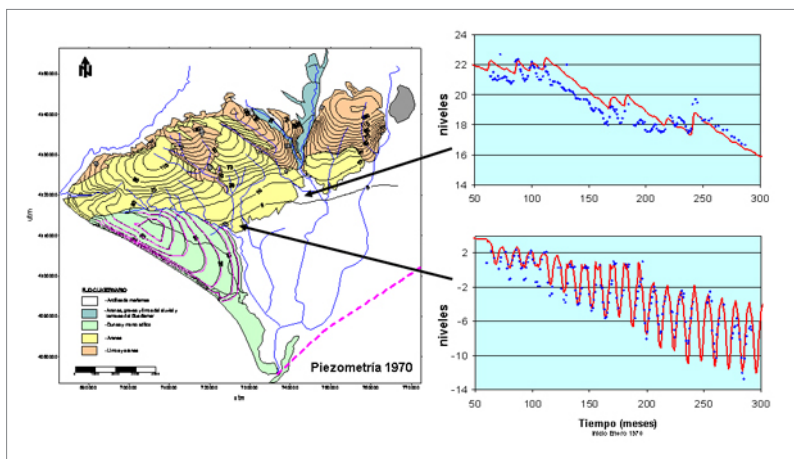


Figura IV.15. Mapa piezométrico del entorno del P.N. de Doñana en 1970. Hidrogramas correspondientes a dos pozos donde se aprecia la tendencia general descendente de los niveles desde 1970. Además, en el pozo situado más al SW, se observan las oscilaciones estacionales debido al efecto de las extracciones de aguas subterráneas para riego. Fuente: *Elaboración propia.*

2.2.9. Cuantificación. Balance hídrico

Cuando se estudia o se pretende gestionar un acuífero es necesario conocer el balance de agua para un cierto periodo de tiempo y se deben tener en cuenta los siguientes aspectos:

1. Entradas de agua al terreno: infiltración y recarga. Principalmente son procesos condicionados a la infiltración de agua de lluvia (también en el caso de riegos, recarga artificial o inducida, etc.), o a través de la interacción con masas de agua superficiales (ríos, lagos y mares).
2. Circulación del agua subterránea: hay que tener en cuenta el tipo de terreno (medio poroso, medio fisurado, medio kárstico o situaciones mixtas), su grado de heterogeneidad y sus parámetros hidráulicos o físicos (porosidad, permeabilidad, etc.).
3. Salidas o descargas: Las aguas subterráneas pueden fluir a la superficie de forma natural, la descarga natural a menudo se produce en forma manantiales, zonas húmedas o descargas a otras masas de

aguas superficiales (ríos, lagos, mar). El agua subterránea es también a menudo extraída para usos agrícolas, urbanos e industriales mediante la construcción de captaciones de extracción de agua (pozos, galerías, zanjas, etc.).

El balance en su expresión general se define como:

flujo entrante (E) - flujo de salida (S) = variación de almacenamiento (ΔS)

Las entradas y salidas al acuífero pueden ser diversas y su cálculo puede realizarse a partir de múltiples metodologías y herramientas. En un balance convencional suelen determinarse los siguientes aspectos:

1. Entradas

- Entradas por recarga superficial. Recarga distribuida por infiltración de lluvia. Balance de agua en el suelo. Recarga por retornos de riego. Exceso de riego que no es aprovechado por las plantas. Infiltración por recarga urbana difusa, a partir de pérdidas de agua de las diversas redes de suministro, aguas residuales, etc., que puedan existir.
- Entradas por recarga en zonas discretas.
 - Entradas laterales de otros acuíferos conectados hidráulicamente con el acuífero objeto del balance.
 - Entradas por recarga con masas de agua superficiales (mar, lagos, ríos, canales, etc.). Dependen de la relación entre la masa de agua superficial de agua y el acuífero, que puede ser variable en el tiempo y en el espacio (zonas de ríos ganadores que pasan a ser perdedores o viceversa...).

2. Salidas

- Salidas superficiales distribuidas. Descargas a zonas húmedas o zonas muy llanas con el nivel muy cercano a superficie del terreno donde se puede dar la evaporación directa o la ETR producida por las plantas (descargas por freatofitas).
- Salidas en zonas discretas. Descargas laterales de otros acuíferos conectados hidráulicamente con el acuífero objeto del balance. Descargas a masas de agua superficiales (mar, lagos, ríos, canales, etc.). Dependen de la relación entre la masa de agua superficial de agua y el acuífero, que puede ser variable en el

tiempo y en el espacio (zonas de ríos ganadores que pasan a ser perdedores o viceversa...). Salidas por manantiales. Extracciones de agua por bombeo a través de pozos ya sea para uso industrial, agrícola o abastecimiento.

3. Variación de almacenamiento

- La variación de almacenamiento de un acuífero cuantifica la variación de volumen que ha sufrido el acuífero en un periodo de tiempo dado.

En la figura IV.16 se muestra un ejemplo de los resultados obtenidos en el cálculo del balance hídrico para los acuíferos de Doñana entre 1970 y 1997. Se muestra los diferentes elementos considerados y sus entradas y salidas, todas ellas representadas con flechas y cuantificadas.

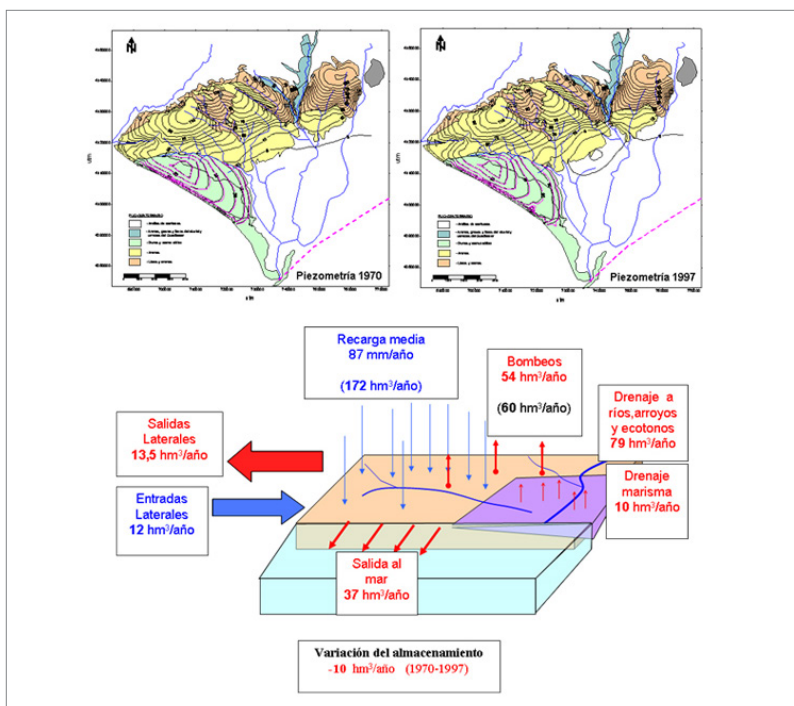


Figura IV.16. Balance hidrogeológico medio anual (1970-1997) para los acuíferos de Doñana. Cifras en hm³/año. Fuente: *Elaboración propia*.

2.2.10. Captación de aguas subterráneas

El objeto de una captación de aguas subterráneas es el de extraer el agua de un acuífero con la máxima eficiencia en función de las herramientas y técnicas disponibles en cada momento. Actualmente existen equipos de perforación y bombas sumergidas de pequeño diámetro que ha facilitado la construcción de pozos y extracción del agua de los acuíferos. El sistema más extendido de captación de las aguas subterráneas son los pozos verticales equipados con bombas sumergibles. Las principales técnicas de captación de aguas son:

1. **Galerías:** Las galerías filtrantes son túneles de sección reducida y ligera pendiente ascendente que se internan en el interior de una montaña en busca de puntos inferiores al nivel freático que permitan un cierto caudal de agua de procedencia subterránea. La ejecución de estas galerías es muy costosa por lo que su empleo ha quedado reducido a casos muy concretos.
2. **Zanjas de drenaje:** En materiales no consolidados, cuando el nivel freático es poco profundo, la captación del agua subterránea puede hacerse mediante zanjas que son simplemente excavaciones lineales que llegan hasta el nivel de saturación. El agua se puede evacuar por gravedad si el terreno tiene suficiente pendiente o por bombeo de la propia zanja (figura IV.17).
3. **Pozos excavados:** Pozos construidos manualmente de diámetro entre 0.5 a 3 m, revestido en piedra o ladrillo, poca profundidad y poco calado (metros o pocas decenas de metros) (figura IV.17). Normalmente producen bajos caudales de extracción. Son los típicos pozos de extracción de agua manual, con norias o con pequeñas bombas de succión o eléctricas. Debido a la escasa penetración en el acuífero o calado cualquier descenso de los niveles del acuífero hace que se sequen, son lo que se abandonan o se reperforan.
4. **Pozos a partir de sondeos:** Pozos perforados mediante maquinaria específica que suelen tener pequeños diámetros (0.1 a 0.7 m) pero pueden lograr grandes profundidades (fácilmente hasta 500 m. pudiendo llegar a los 1000 m). Existen diversos métodos de perforación, los más habituales son la percusión con cable, rotoperforación o circulación directa o inversa (figura IV.17).

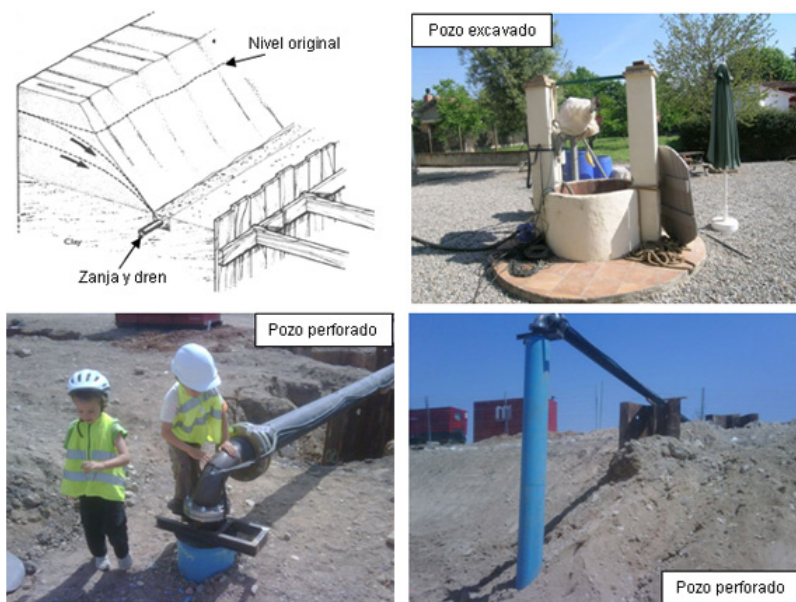


Figura IV.17. Ejemplos de distintos tipos de captaciones de aguas subterráneas. Fotografías: Enric Vázquez-Suné.

2.3. Aspectos cualitativos y de gestión de las aguas subterráneas

2.3.1. Aspectos básicos de la caracterización hidroquímica

En general la “hidroquímica” describe y cuantifica los procesos que dan origen a las características químicas y composición del agua subterránea y los métodos de campo y analíticos usados para el estudio de la composición de las aguas de los acuíferos. En este contexto “agua” es sinónimo de solución/suspensión acuosa diluida de compuestos orgánicos e inorgánicos que constituyen los diversos tipos de sistemas acuáticos. Uno de los objetivos fundamentales de la hidroquímica es establecer las relaciones entre la composición, distribución y circulación del agua en los acuíferos y la geología, mineralogía y sistema de flujo de éstos.

Las reacciones que tienen lugar en el agua subterránea se producen a una velocidad alta en comparación con la velocidad del flujo en los acuíferos, permitiendo que se establezca un equilibrio químico, por lo que su estudio se hace desde el punto de vista termodinámico (de equilibrio) prescindiendo de la cinética (no siempre es posible, ni recomendable). Una vez conocidas estas reacciones puede hacerse una descripción de cómo a través del ciclo del agua ésta va adquiriendo una determinada composición. Esta composición será analizada de manera primaria en el campo y más detallada en el laboratorio, por ello la toma de muestras adquiere una gran importancia en la realización de estudios hidrogeológicos. Una vez obtenido el resultado del análisis del agua de estudio se cuenta con una serie de herramientas que permiten visualizar la composición y evolución espacial y/o temporal de ésta para finalmente establecer un modelo conceptual de flujo subterráneo.

Por otro lado, el estudio de los temas medioambientales relacionados con el agua subterránea, por su complejidad e interrelación con otros campos científico-técnicos, requiere de un enfoque multidisciplinar. El agua en general, y en particular las aguas subterráneas, son una de las partes fundamentales de los temas ambientales por constituir un recurso básico para la vida. A veces, se encuentran relacionados con otros problemas ambientales que pueden persistir durante periodos temporales muy variados (días, meses, años o miles de años, como en el caso de depósitos de seguridad para residuos radioactivos). También es muy variable el contexto espacial donde pueden hallarse los problemas ambientales, así como el factor que los causa.

2.3.2. Procesos relacionados con la composición química de las aguas subterráneas

La composición química de las aguas subterráneas es el resultado de la interacción entre las aguas, el terreno, la biosfera y la atmósfera. Los principales procesos que se dan son:

- Disolución y precipitación en el suelo y la zona no saturada.
- Descomposición de la materia orgánica.
- Meteorización y descomposición de las rocas.
- Precipitación de minerales.
- Intercambio iónico Mezcla de aguas.

2.3.3. Forma en que se encuentran las sustancias en el agua

- Disueltas. La mayoría en forma iónica (pueden ser iones simples como Cl^- , Ca^{2+} o Na^+ o, menos frecuentemente, complejos iónicos de metales pesados). Una menor parte se encuentra en forma molecular no iónica, que muchas veces está en equilibrio con su forma ionizada, como en el caso del ácido carbónico o la calcita.
- Algunas sustancias se encuentran formando suspensiones coloidales, como por ejemplo los óxidos de Si, Al, Fe, Mn o la materia orgánica coloidal.
- Los gases se encuentran en el agua disueltos o en suspensión.

2.3.4. Composición química de las aguas subterráneas

1. Compuestos inorgánicos

Iones mayoritarios

(> 10 mg/L) Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , *etc.*

Iones minoritarios (0,01 a 10 mg/L)

K^+ , NO_3^- , NO_2^- , CO_3^{2-} , F^- , Fe^{2+} , NH_4^+ , *etc.*

Elementos traza (< 0,01 mg/L)

Br^- , S^{2-} , PO_3^{3-} , I^- , Fe^{3+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , *etc.*

2. Compuestos orgánicos

Se expresan la materia orgánica total como mg/L de C. En aguas naturales suele estar entre 0,1 a 10 mg/L.

3. Gases disueltos

N_2 , O_2 , CO_2 , CH_4 , SH_2 , N_2O , *etc.*, Origen atmosférico, bioquímico o geogénico. Otros parámetros básicos a tener en cuenta son: pH y POTENCIAL Red-Ox (Eh); Dureza, Conductividad eléctrica, Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), materia orgánica, *etc.*

2.3.5. Metodología para el estudio hidroquímico

La interpretación general de la hidroquímica de un acuífero pretende conocer las características fundamentales de las aguas subterráneas: su origen, los procesos modificadores que les afectan, mejorar la conceptualización y cuantificación de los flujos existentes y poder establecer sus posibles usos. La correcta toma de muestras y posterior análisis permite cuantificar las concentraciones de sus componentes.

Primeramente es necesario, sin embargo, validar los resultados analíticos. Una vez se dispone de estos datos validados, ya es posible hacer cálculos e hipótesis sobre el funcionamiento hidroquímico e hidrodinámico del acuífero. Seguidamente se comentan algunas de las técnicas más habituales utilizadas para ello.

1. Muestreo. Debemos muestrear y analizar según que parámetros en función del Modelo Conceptual (M.C.) previo; para:

- validarlo / afinarlo
- desmontarlo / redefinirlo

2. Preparación y tratamiento de la información. (figura IV.18)

- validación analítica
- relaciones iónicas
- diagramas
- mapas / distribución espacial
- evolución temporal
- especiación / simulación

3. Análisis de la información

- Identificar / cuantificar procesos Parámetros significativos Reacciones / mezclas
Control litológico / mineralógico
- Justificar M.C.
 - Origen iones
 - Distribución y características
 - Condiciones de contorno
 - Parámetros hidráulicos
- Aplicar / Obtener
 - M.C.
 - Prognosis de cambios
 - Velocidad
 - Magnitud
 - Usos posibles / calidad

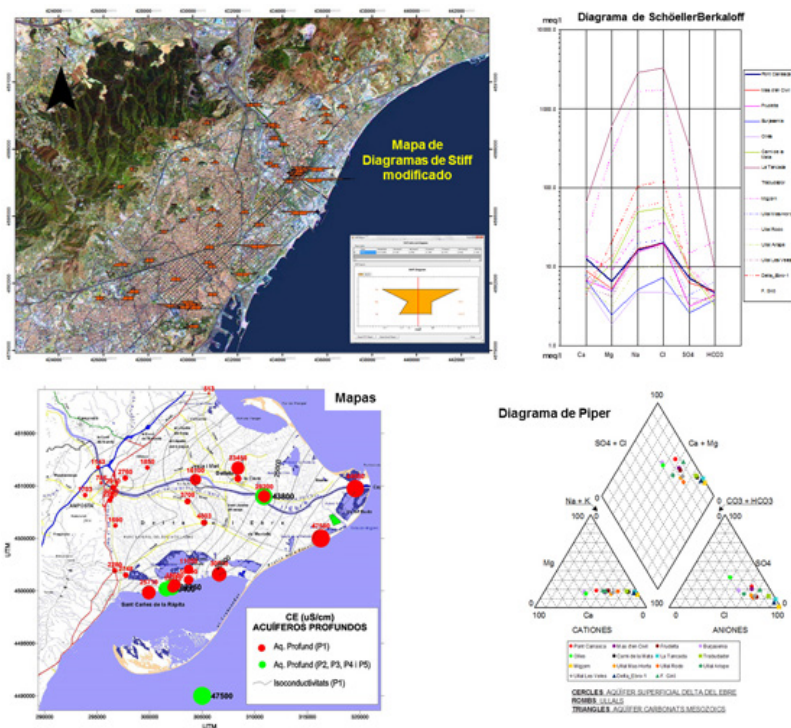


Figura IV.18. Diversos ejemplos de Distintos tipos de gráficos, diagramas o mapas comúnmente utilizados. Fuente: *Elaboración propia.*

2.3.6. Transporte de los solutos en las aguas subterráneas

Para el estudio del movimiento de los solutos en las aguas subterráneas hay que conocer (al menos) los aspectos hidrodinámicos de los acuíferos (dirección de flujo, gradiente hidráulico, permeabilidad, etc.), así como sus principales características hidroquímicas. A partir de ahí hay que sumar algunos conceptos adicionales sobre la dinámica de los solutos en las aguas subterráneas. Los mecanismos fundamentales son:

- **Advección:** Mecanismo de “arrastre” de los solutos por las aguas subterráneas. Está condicionada por la dirección y velocidad del flujo subterráneo.

- **Difusión:** Las partículas disueltas en un fluido tienen un movimiento que parece aleatorio. Sin embargo, dicho movimiento es consecuencia del segundo principio de la termodinámica (los sistemas tienden a un estado de entropía mayor), y se rige por una pauta de comportamiento: se produce un flujo másico de los puntos de mayor concentración hacia los puntos de menor concentración, es el denominado movimiento Browniano.
- **Dispersión:** En un medio poroso la velocidad a la que se mueve el agua tiene una gran variabilidad como consecuencia de diversos factores que contribuyen a la separación de las partículas y de la acción combinada de la advección y de la difusión molecular. La dispersión hidrodinámica está asociada a las variaciones de velocidad a cualquier escala y por tanto ocurre únicamente cuando el agua está en movimiento.

Existen otros mecanismos que alteran su dinámica y composición:

- Filtración mecánica.
- Procesos Redox + bacterias.
(Afectan sobre todo a compuestos orgánicos).
- Bioquímicos.
- Precipitación.
- Intercambio de gases.
- Desintegración radiactiva.
- Dilución.

2.3.7. Aspectos básicos de la contaminación de las aguas subterráneas

La contaminación es la alteración nociva del estado natural de un medio como consecuencia de la introducción de un agente totalmente ajeno a ese medio (contaminante), causando inestabilidad, desorden, daño o malestar en un ecosistema, en el medio físico o en un ser vivo. El contaminante puede ser una sustancia química, energía (como sonido, calor, o luz), o incluso genes. A veces el contaminante es una sustancia extraña, una forma de energía, o una sustancia natural. Es siempre una alteración negativa del estado natural del medio, y por lo general, se genera como consecuencia de la actividad humana.

La contaminación de las aguas subterráneas puede ser clasificada

según el tipo de fuente de donde proviene, como por ejemplo, la *contaminación puntual* (que es aislada y fácil de identificar), la *contaminación lineal* (que ocurre a lo largo de una línea) y *contaminación difusa* (difícil de ubicar). O por el tipo de contaminante que emite o medio que contamina, por ejemplo contaminación atmosférica, hídrica, del suelo, genética, radioactiva, electromagnética, térmica, *etc.*

El problema principal en la lucha contra la contaminación de las aguas subterráneas es que tiene asociado un efecto diferido (tiempos de tránsito largos) y además, “no se ve”. La ignorancia (hasta tiempos recientes) asociada a las aguas subterráneas ha hecho difícil definir y aplicar medidas preventivas y correctoras.

2.3.8. Origen y tipos de contaminación

1. *Origen natural*. Consiste en la presencia de determinadas sustancias en el agua sin que intervenga la acción humana, estas sustancias pueden tener procedencias muy diversas: partículas sólidas y gases atmosféricos arrastrados por las gotas de lluvia y aguas del deshielo; pólenes, esporas, hojas secas y otros residuos vegetales, y excrementos de peces y aves acuáticas. Todos estos residuos naturales sufren una serie de procesos químicos y biológicos que forman parte de la capacidad autodepuradora del agua y en su mayoría son eliminados.
2. *Origen antrópico*. Desde el punto de vista regional representan la mayor fuente de contaminación. Cuantitativamente son menores que las naturales pero sus efectos se multiplican porque sus efluentes se localizan en áreas reducidas, que a su vez son las que mayor cantidad de población tienen, y además, porque sus emisiones son más intensas. Existe un gran número de fuentes de contaminación de origen antropogénico, como son:
 - Actividades domésticas.
 - Contaminación urbana.
 - Actividades agrícolas.
 - Actividades ganaderas.
 - Contaminación desde aguas superficiales.
 - Salinización.
 - Contaminación por actividades mineras.
 - Contaminación industrial.

2.3.9. Compuestos y tipos de contaminantes

En la actualidad existen del orden de 70.000 productos químicos sintéticos, incrementándose cada año en unos 200 a 1000 nuevas sustancias químicas. Los efectos que producen estas sustancias en algunos casos son conocidos, pero en otros se sabe poco sobre sus efectos potenciales sobre los humanos y sobre el medioambiente a largo plazo.

- Inorgánicos (Cl, SO₄, Na, Ca, etc.).
- Compuestos orgánicos degradables.
- Compuestos orgánicos poco o no degradables.
- Biológicos (bacterias, virus, etc.).
- Radiactivos.
- Gases.

3. Fundamentos de la gestión integrada de los recursos hídricos

El relativo bajo coste de la extracción de las aguas subterráneas y su ubicuidad en amplias zonas, hacen que sean fácilmente explotables. Otras características básicas de los acuíferos son su gran capacidad de almacenamiento y el gran volumen de agua que suelen contener, muchas veces con valores muy superiores a la recarga media anual o al volumen almacenado en grandes embalses. Esto condiciona que los acuíferos tengan una gran importancia como elementos de almacenamiento y distribución de agua en sistemas de recursos hidráulicos, al ser estos atributos complementarios (muchas veces los únicos) con los de las componentes superficiales; embalses, canales, acueductos y sistemas de distribución de agua. La explotación de las aguas subterráneas produce descensos en los niveles piezométricos y, en consecuencia, una detracción de los caudales de descarga a ríos, manantiales, y humedales. La explotación excesiva y una ineficiente protección de los acuíferos frente a la contaminación, pueden afectar negativamente a la calidad del agua. Estos efectos se acentúan cuando la explotación es intensa y prolongada, y a su vez condicionan la disponibilidad de otros usuarios.

Tanto para su utilización conjunta con las aguas superficiales, como si se utilizan de forma separada de éstas, requieren una gestión

adecuada. La gestión de las aguas subterráneas tiene dos aspectos fundamentales e inexcusables. El primero es el de la gobernanza de la explotación de los acuíferos, en las que intervienen cientos o miles de interesados, y la segunda, la necesidad de mantener la calidad del agua y protegerlos de la contaminación, de mantener las redes adecuadas de observación y control y de mejorar progresivamente el conocimiento de los acuíferos para poder predecir su comportamiento ante alternativas más estrictas de utilización de sus recursos (Sahuquillo, 2011).

La Directiva marco del agua (DMA) (WFD, 2000) establece el marco de gestión para regular los recursos hídricos y ambientales de la Comunidad Europea, con el fin de conservar, proteger y mejorar la calidad y el uso sostenible de los mismos. La mayor parte de las obligaciones derivadas de la DMA tienen como objetivo alcanzar el buen estado de las masas de agua (en este caso aplicado a las aguas subterráneas) en 2015, tanto en forma cualitativa y en un sentido cuantitativo.

La DMA, anunciaba que se adoptarían medidas para prevenir y controlar la contaminación de las aguas subterráneas. En ese sentido se establece una “directiva derivada” sobre la “protección de las aguas subterráneas contra la contaminación”, (Directiva 2006/118/CE) con la que se establece un marco de prevención y control de la contaminación de las aguas subterráneas que incluye tanto medidas de evaluación del estado químico de las aguas como medidas para reducir la presencia de contaminantes. El objetivo de dicha Directiva es prevenir y luchar contra la contaminación de las aguas subterráneas. Las medidas previstas al respecto incluyen:

- criterios para evaluar el estado químico de las aguas;
- criterios para determinar tendencias al aumento significativas y sostenidas de concentraciones de contaminantes en las aguas subterráneas y definir puntos de partida de inversión de dichas tendencias;
- prevención y limitación de los vertidos indirectos de contaminantes en las aguas subterráneas (como resultado de su filtración a través del suelo o del subsuelo).

Para el uso racional y sostenible de los acuíferos hay que conocer ante las distintas alternativas de explotación, las reacciones que se producirán en los niveles y las aportaciones de los acuíferos a los ríos, y en su caso los cambios en la concentración de contaminantes. En

los casos de explotación intensa, o cuando hay problemas de calidad o contaminación, los modelos simples (aproximaciones generales) no son adecuados y hay que recurrir a modelos más detallados de flujo y transporte de masa, en diferencias finitas o elementos finitos. Los efectos de la explotación pueden anticiparse con estos modelos, basados en un buen modelo conceptual, si se conocen los acuíferos razonablemente bien. Pero el conocimiento solo se puede mejorar después de analizar los efectos producidos por una explotación intensa durante varios años, más cuanto mayor sea el almacenamiento global del acuífero.

Una gestión responsable precisa de una red de observación adecuada a las características de cada acuífero y a la explotación a la que están sometidos. Esta red debe proporcionar información sobre niveles y calidad química del agua y, en su caso, sobre la influencia de la explotación sobre el flujo y calidad del agua de los manantiales y ríos, y sobre los humedales con los que está relacionado. Además los datos anuales de explotación y su influencia sobre niveles, flujo superficial y calidad del agua, deberán publicarse regularmente, como se hace con cualquier actividad económica, o con las aguas superficiales, así como otros aspectos que pueden influir en la descarga o recarga de los acuíferos como son: agua aplicada para riegos, vertidos que puedan infiltrarse en cauces no permanentes, caudales aforados de manantiales, etc. Periódicamente deberían hacerse informes detallados de la explotación y comportamiento de los acuíferos más importantes. Los modelos deben ser actualizados o recalibrados periódicamente, en particular cuando se produzcan desviaciones sobre los resultados de las simulaciones realizadas.

Bibliografía

Llamas, J. (1993). *Hidrología general*. Universidad del Estado de México. Toluca. México 627 pp.

Moreno, A. (2008). *Hidrogramas*. Universidad de Los Andes. (Disponible en <http://webdelprofesor.ula.ve/ingenieria/adamoreno/>).

Sahuquillo, A. (2011). *La gestión técnica y la gobernanza de las aguas subterráneas*. In: *Cuatro décadas investigación y formación aguas subterráneas*. Libro Homenaje Prof. Emilio Custodio. Zaragoza 2011. AIH-GE. pp: 413-435.

Vázquez-Suñé, E y J. Montes. (2005). *Hidrogeología de Badalona*. Ed Àmbit de Medi Ambient i Sostenibilitat Ajuntament de Badalona, 83pp

WFD, 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*. Available from: http://europa.eu.int/eurlx/pri/es/oj/dat/2000/l_327/l_32720001222es00010072.pdf

Documentación y bibliografía complementaria

Custodio E. y Llamas, M. R. (1983). *Hidrología Subterránea*. Omega (2 Vol.) 2359 pp.

Davis, S. y De Wiest, R. (1966). *Hydrogeology*. John Wiley and Sons. 463 pp.

De Marsily, G. (1986). *Quantitative Hydrogeology: Groundwater Hydrology for Engineers*. Academic Press. 440 pp.

Domenico, P.A. y Schwartz, F.W. (1990). *Physical and Chemical Hydrogeology*. John Wiley and Sons, Nueva York, 810 pp.

FCIHS. (2009). *Hidrogeología. Conceptos básicos de hidrología subterránea*. Ediciones FCIHS. Barcelona 2009. 768 págs.

Freeze, R.A. y Cherry, J.A. (1979). *Groundwater*. Prentice Hall. 604 pp.

Juncosa Rivera, R. (2010). *Hidrograma asociado a una precipitación*. Disponible en: <ftp://ceres.udc.es/>

Linsley, R.K., Kohler, M.A. y Paulus, J.H. (1975). *Hidrología para Ingenieros*. McGraw-Hill. Bogotá.

Mijares, A. (1992). *Fundamentos de Hidrología de Superficie* - ISBN: 968-18-3014-8, Editorial Limusa S.A.

Perez Morales, G. y Rodríguez Castro, A. (2009). *Hidrología Superficial*. UMSNH. Disponible en: <http://hidraulica.umich.mx/bperez/>.

Remenieras, G. (1971). *Tratado de Hidrología Aplicada* - ISBN: 84-7146-0284-9, Editores Técnicos Asociados S.A.

Todd, D.K. (1980). *Groundwater hydrology*. John Wiley and Sons. 535 pp.

Chow, V.T., Maidment, D.R. and Mays, L. (1994). *Hidrología aplicada*. Mc Graw-Hill.

Walton, W.C. (1989). *Groundwater Pumping Tests*. Lewis Publishers. 201 pp.

V - La gestión sostenible de ecosistemas acuáticos continentales, aguas costeras y de transición: Hábitats, biodiversidad y funciones hidrogeomorfológicas

María Rosario Vidal-Abarca Gutiérrez
Universidad de Murcia

Jordi Salat Umbert
Instituto de Ciencias Marinas-CSIC

Alfredo Ollero Ojeda
Universidad de Zaragoza

Colaboradores:

Askoa Ibisate González de Matauco

Fernando Magdaleno Mas

Miguel Sánchez Fabre

María del Mar Sánchez Montoya

María Luisa Suárez Alonso

Introducción

Por su concepción ecosistémica de los sistemas acuáticos, la Directiva marco del agua (DMA) ilusionó a técnicos, científicos y grupos de acción social, que percibían claramente y denunciaban abiertamente cómo los ecosistemas acuáticos españoles cada vez se deterioraban más y con mayor rapidez. Además de numerosos avances reseñados en los capítulos anteriores, la Directiva marcaba el objetivo prioritario

de mantener en buen estado a los ríos, lagos y humedales. Algo más de una década después de su aprobación, puede afirmarse que la DMA ha supuesto un importante avance al conceptualizar el agua en su entorno natural -los ecosistemas acuáticos- (Prat *et al.*, 2008) y al generar un cambio de percepción social, dado que alcanzar el “buen estado ecológico” de los ríos, lagos, humedales, aguas costeras y de transición significa, además de mantener el buen estado hidroquímico y de sus comunidades biológicas, no alterar la morfología de los cauces y cubetas y mantener su conectividad (EEA, 2010), es decir, mantener o recuperar la funcionalidad del ecosistema acuático. Además, ha servido para poner al día, en parte, el conocimiento del estado de conservación de los ecosistemas acuáticos españoles, sobretodo de los ríos y riberas, y ha obligado, en cierta manera, a realizar un análisis de las presiones y los impactos, problemas y desajustes en la gestión del agua.

Indudablemente, esta normativa ha significado un avance en el reconocimiento del importante papel que juegan los ecosistemas acuáticos, y no solo el agua, en el bienestar humano, pero en España no se han cubierto totalmente las expectativas abiertas. Fundamentalmente porque, para desarrollar e implementar la DMA se requería, como paso previo, un cambio drástico en la estructura organizativa y en los componentes de la administración del agua y esto, a día de hoy, no se ha producido. No se ha estado a la altura de las circunstancias que una normativa como la DMA exigía.

La importancia de mantener en buen estado a los ecosistemas acuáticos no radica en una visión conservacionista de la naturaleza, sino en el entendimiento de que las cuencas hidrográficas, como unidades funcionales, son las que proporcionan los flujos de agua y sedimentos de los cuales somos beneficiarios. Mantener en buen estado el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos es, pues, una garantía para que ellos nos provean de agua suficiente y de calidad para vivir y desarrollar todas nuestras actividades, desde las puramente productivas hasta las afectivas y emocionales, pasando por aquellas que ni siquiera somos capaces de percibir.

Mantener y conservar la funcionalidad de las cuencas hidrográficas requiere conocer cómo son, cómo se estructuran y cómo funcionan los ecosistemas acuáticos.

Hasta aquí, sólo hemos hablado del agua que discurre sobre el continente o la que se encuentra bajo tierra, agua dulce en general, que somos

capaces de aprovechar de distintas formas: regadío, industria, consumo humano, etc. Es el agua “que importa”, la “que cuenta”, y a la que dedicamos nuestra máxima atención, pero hay mucha más agua en nuestro entorno, que también sostiene complejos ecosistemas y que, a pesar de no ser apta para el consumo, está íntimamente relacionada con la otra y con nuestro hábitat. Se trata del agua marina, salada, que recibe los caudales de los ríos y avenidas, distribuye los sedimentos y conforma la línea costera. Si los ríos llevan contaminantes, éstos contribuyen a empeorar el ecosistema marino. Si no llegan sedimentos a la costa, ésta retrocede y el mar invade zonas del continente. Si realizamos modificaciones en el sistema litoral, éste deja de funcionar adecuadamente. Todo ello también se contempla en la DMA, por lo menos a lo largo de las costas donde la influencia continental es mayor, pues no tendría ningún sentido que el enfoque ecosistémico se limitara a aquéllos cuya agua nos puede interesar directamente. Así pues, vamos a introducirnos también en las aguas costeras, marinas y de transición.

1. Los ecosistemas acuáticos continentales

1.1. Caracterización ecológica

Desde una perspectiva ecológica, los ecosistemas acuáticos continentales suelen dividirse en lóticos o de aguas corrientes (ríos, arroyos, etc.), y leníticos o de aguas estancadas o remansadas (lagos, lagunas y humedales), según la existencia o no de un flujo de agua. Pero la realidad es que los ecosistemas de aguas continentales constituyen un gradiente desde los arroyos de cabecera, de aguas muy rápidas y someras, hasta los lagos de aguas muy quietas y profundas. Aún así, esta diferenciación ayuda a sistematizar y entender cómo se configuran y funcionan estos ecosistemas.

1.1.1. Ecosistemas de aguas corrientes

En los ríos y arroyos todo el sistema se organiza fundamentalmente según un eje principal longitudinal cabecera-desembocadura, pero no es el único. De hecho, los ríos son tridimensionales y, además de este eje longitudinal, hay que considerar el horizontal (cauce-llanura de inundación) y el vertical (cauce-acuífero) (Jones y Mulholland, 2000; Ward y Wiens, 2001).

Los flujos de agua conectan todos los compartimentos y estas conexiones son las que proporcionan las funciones básicas de estos ecosistemas (figura V.1). Así, la componente longitudinal les permite actuar como corredores para la dispersión de organismos y semillas y para la distribución de nutrientes, sales y sustancias disueltas y en suspensión y otros materiales orgánicos e inorgánicos. La componente vertical permite el intercambio de sustancias disueltas y en suspensión entre los distintos compartimentos, así como el movimiento de organismos que actúan sobre el procesado de la materia orgánica y el reciclado de nutrientes (por ejemplo, nitrificación o desnitrificación según la textura de la zona hiporréica, estado de oxigenación, etc.) (Palmer et al., 1997). La componente horizontal es la que intercepta los flujos laterales haciendo función de “barrera” física natural (por ejemplo, limitando los procesos erosivos, o la expansión de algunas especies), de “filtro” (por ejemplo, en el control de nutrientes), de “fuente” (por ejemplo, recarga de agua) y “sumidero” (por ejemplo, de materia orgánica). No todas estas funciones actúan a la vez, de manera que la importancia relativa de cada una de ellas depende de la dirección de los flujos hídricos predominantes (González del Tánago y García de Jalón, 2007). Así, por ejemplo, durante las avenidas de agua se establecen flujos laterales desde el cauce a las riberas que contribuyen a la fertilización de los suelos de la llanura aluvial.

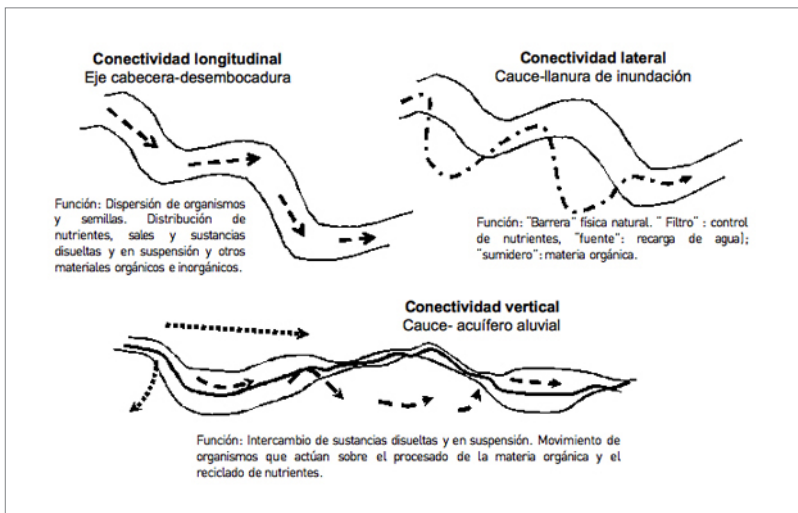


Figura V.1. Los ecosistemas lóticos son tridimensionales y cada eje de conectividad realiza diferentes funciones. Fuente: *Elaboración propia.*

Además, al ser ecosistemas vectoriales, son los receptores de los materiales de sus cuencas de drenaje, de manera que los ríos presentan una organización jerárquica que responde a distintas escalas espaciales. Además de la región biogeográfica sobre la que se asienten, la cuenca de drenaje es, en primer término, la escala espacial a la que responden los factores que determinan su funcionamiento a gran escala (figura V.2). Al disminuir la escala, a manera de zoom, los segmentos fluviales, tramos, hábitats y microhábitats se imbrican en esta ordenación jerárquica, en la que cada uno de ellos ejerce un control sobre el siguiente, fundamentalmente a través de la geomorfología y el régimen hidrológico (figura V.2). Sin embargo, esta ordenación jerárquica no solo actúa en el sentido arriba-abajo. Los componentes bióticos (vegetación ribereña y acuática, fauna acuática y asociada a las riberas, etc.) pueden ejercer influencia sobre la hidrogeomorfología, como ocurre con el efecto de troncos, ramas y hojarasca en la configuración de la secuencia de hábitats y microhábitats de los ríos, o cuando el pisoteo y movimiento de grandes animales en los cauces y riberas modifican la estructura física, o cuando la vegetación de ribera retiene el agua y atenúa los efectos de las avenidas aguas abajo, actuando a gran escala. Los bosques de ribera modifican el microclima (la temperatura del aire y la humedad) ayudando a modelar el ambiente físico del río a escalas superiores (efecto abajo-arriba) (Naiman et al., 2000). Además, los factores biofísicos que actúan a cada escala espacial también lo hacen a distintas escalas temporales (figura V.2), de manera que, por ejemplo, la cantidad de agua que se genera a escala de cuenca hidrográfica depende de la variabilidad interanual del régimen de precipitaciones, el estado de conservación de la vegetación natural de la cuenca, etc. Que el flujo de agua cese o desaparezca en un segmento de cauce depende del tipo geomorfológico y morfología del lecho, y del estado de la vegetación de ribera o del tipo de sustrato.

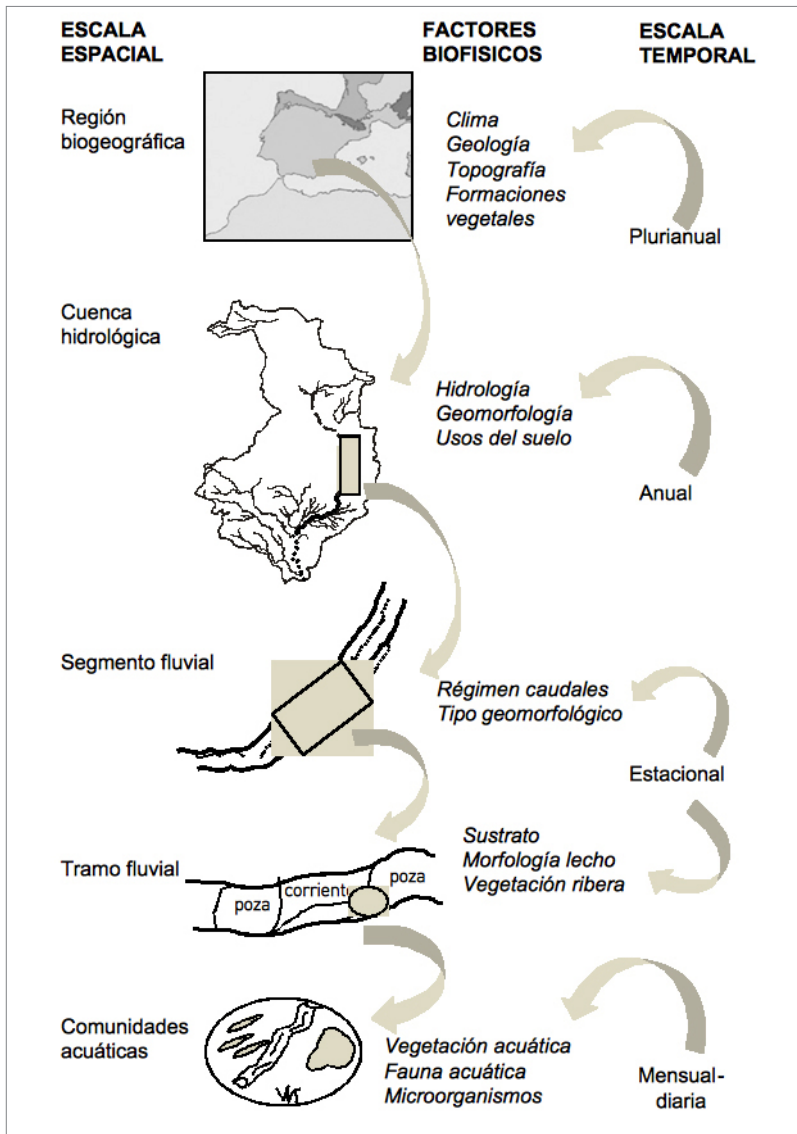


Figura V.2.- Los ríos presentan una organización jerárquica que responde a distintas escalas espaciales, en cada una de las cuales operan diferentes factores biofísicos. *Modificado de Montgomery y Buffington (1997) y González del Tánago y García de Jalón (2007).*

El tiempo de residencia del agua en estos ecosistemas es muy corto, dado que el agua circula con rapidez, dependiendo de la pendiente, transportando y distribuyendo materiales disueltos y en suspensión y generando una gran diversidad de hábitats. Su interacción con la cuenca de drenaje es muy alta, de manera que todo su funcionamiento está condicionado por los procesos biofísicos que tienen lugar en ella (Dodds, 2002; Naiman et al., 2005) (cuadroV.1).

Ecosistema acuático	Profundidad	Características ecológicas diferenciales
Río	Variable	Organización longitudinal principalmente según el eje cabecera-desembocadura, pero dependientes también del eje horizontal (río-llanura de inundación) y vertical (río-acuífero). Tiempo de residencia del agua muy corto, dependiendo de la pendiente. Relación superficie/volumen muy alta. Dinamismo muy elevado dependiente del flujo de agua. Los procesos autotróficos o heterotróficos dependen del tramo de río considerado Su funcionamiento depende directamente de los procesos biofísicos de sus cuencas de drenaje.
Lago	>8-10 metros	Organización vertical según el eje luz-gravedad. La luz organiza el sistema en un compartimento autotrófico dominado por el plancton y otro heterotrófico donde habita el bentos. Presenta estratificación térmica y su dinamismo depende de los periodos de mezcla. Presentan una baja relación superficie/volumen de agua. Son los ecosistemas acuáticos continentales menos dependientes del medio terrestre. Su productividad es media-baja.
Laguna	2-8 metros	Organización según un eje orilla-profundidad. Son sistemas que tienden a la heterotrofia. A veces presentan estratificaciones temporales de la columna de agua. Grandes fluctuaciones en sus niveles de agua. El plancton puede constituir el componente biológico más importante. La relación volumen de la columna de agua / superficie de la cubeta es alta. Son bastante dependientes del medio terrestre. La luz suele llegar al fondo de la cubeta que aparece cubierta de macrófitos. Productividad media-alta.

Humedal	<1-2 metros	Su organización depende del micromodelado de la cubeta. Es el ecosistema acuático más autotrófico. No presenta estratificación vertical. La luz llega al fondo de la cubeta que aparece cubierta por macrófitos. Presentan una elevada relación superficie/volumen del agua. Son altamente dependientes de sus cuencas. Orillas muy difíciles de delimitar. El bentos es el tipo biológico característico. Nivel de agua altamente fluctuante a escala anual e interanual. Productividad muy alta.
----------------	-------------	--

Cuadro V.1. Características ecológicas de los principales ecosistemas acuáticos continentales. *Modificado del Plan Andaluz de Humedales (Junta de Andalucía 2002).*

1.1.2. Ecosistemas de aguas remansadas

Desde una perspectiva ecológica, el factor físico discriminante entre los ecosistemas de aguas continentales remansadas es la profundidad (cuadro V.1). De hecho, lagos, lagunas y humedales forman parte del gradiente que se puede establecer en relación con este parámetro y que tiene importantes consecuencias en la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas.

Los lagos son el ejemplo de un sistema que se organiza según un eje vertical. La profundidad a la que penetra la luz genera dos tipos de compartimentos bien definidos: uno autotrófico donde predominan los productores primarios y otro heterotrófico donde la luz apenas llega, impidiendo que se realice la fotosíntesis, de manera que los consumidores y descomponedores son, fundamentalmente, los organismos que lo habitan (figura V.3).

Estos compartimentos están conectados a través de un flujo químico que se establece desde el plancton (comunidades autotróficas) al bentos (comunidades de consumidores y de descomponedores). Dado que la luz no llega al fondo, las comunidades de macrófitos sumergidos ocupan, casi exclusivamente, la zona litoral. La dinámica temporal de los lagos viene marcada por el régimen térmico que define tanto las fases de estratificación del agua como de mezcla. Así, y de forma general, durante el verano la capa superior más cálida (*epilimnion*) queda “desconectada” de la capa inferior más fría (*hipolimnion*) por una zona

de transición (termoclina) (figura V.3). Los lagos son los ecosistemas acuáticos continentales donde la influencia del medio terrestre (su cuenca de drenaje) es menor, dado que la relación superficie /volumen de agua es muy baja (cuadro V.1).

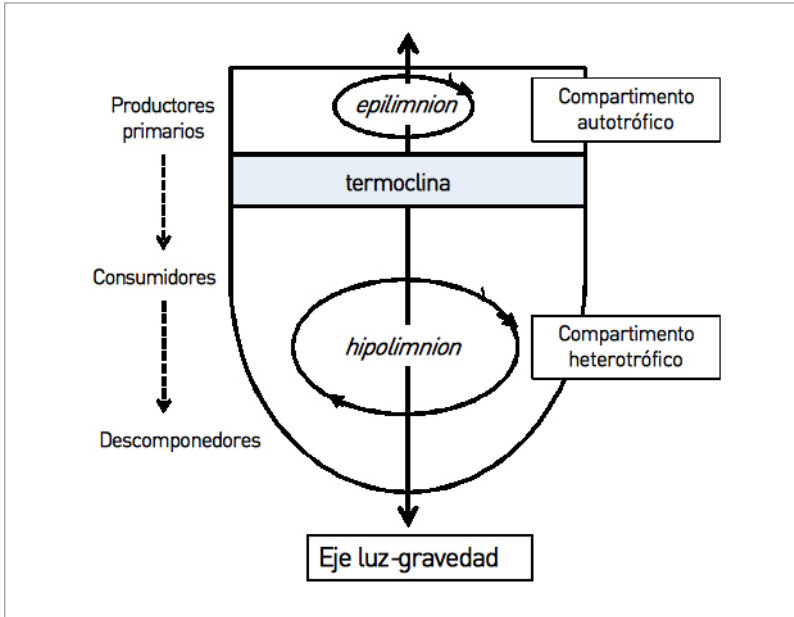


Figura V.3. Los lagos son el ejemplo de un sistema que se organiza según un eje vertical. La profundidad a la que penetra la luz genera dos tipos de compartimentos bien definidos: uno autotrófico donde predominan los productores primarios y otro heterotrófico donde la luz apenas llega impidiendo que se realice la fotosíntesis, de manera que los consumidores y descomponedores son los organismos fundamentales que lo habitan. Fuente: *Elaboración propia.*

Al contrario que para los lagos, en las lagunas y humedales la relación superficie/volumen del agua es cada vez mayor y, por tanto, también lo es su interacción con el medio terrestre (cuadro V.1). El funcionamiento de estos ecosistemas se relaciona directamente con las características biofísicas de su cubeta y de sus cuencas hidrográficas, y su rasgo ecológico más característico es su elevada fluctuabilidad estacional e interanual. Al ser ecosistemas de poca profundidad, res-

ponden con rapidez e intensidad a pequeñas variaciones de los factores ambientales que determinan su régimen hidrológico, como por ejemplo las precipitaciones, flujos de aguas subterráneas, etc. Así pues, la temporalidad es un rasgo hidrológico que los caracteriza. La luz, en general, no constituye en estos ecosistemas un factor limitante y por tanto su productividad es muy elevada. Los productores primarios se organizan en bandas desde el centro a las orillas generando una alta complejidad estructural. En estos ecosistemas los sedimentos juegan un papel fundamental al establecer relaciones físicas, químicas y biológicas con la columna de agua.

1.2. Funcionalidad hidromorfológica: caudales, flujos sedimentarios y dinámica

Desde una perspectiva geomorfológica, los ecosistemas de aguas remansadas son esencialmente estables, mientras los de aguas corrientes son dinámicos. De ahí que la caracterización de la funcionalidad hidromorfológica se aplique fundamentalmente al ámbito fluvial, a lo que, desde la perspectiva hidromorfológica, se denomina sistema fluvial. Las complejas funciones hidrológicas y geomorfológicas de los sistemas fluviales se deben a los caudales líquidos como motor del sistema, a los caudales sólidos como fundamento de dinámica y de diversidad de los ambientes fluviales y a la evolución geomorfológica en el tiempo como garante de funcionalidad, naturalidad y dinámica. La complejidad de todos los procesos hidromorfológicos generará riqueza ambiental y diversidad ecológica. Por ello, la funcionalidad hidromorfológica será considerada clave en aspectos fundamentales de gestión, como la restauración fluvial o la mitigación de riesgos.

1.2.1. El sistema hidromorfológico fluvial y sus funciones

El sistema fluvial (Schumm, 1977) es el complejo mecanismo hidrológico y geomorfológico de conducción superficial de las aguas continentales, acompañadas de los materiales que transportan, en la dirección de la pendiente hasta los océanos. Enlaza e integra, por tanto, los otros sistemas básicos de la geomorfología continental: el sistema de vertientes y el litoral. Cuenta con una enorme capacidad de transporte de masa y energía, pero no es sólo un sistema de con-

ducción y concentración progresiva, sino que también constituye un importante mecanismo de disipación de materia y energía, de manera que agua, sedimentos y nutrientes son expandidos a lo largo del sistema y pueden también ser temporalmente retenidos en cada uno de los sectores del mismo. Integrado en los ciclos del agua, de la materia sólida y biogeoquímicos, es decir, ejerciendo un papel fundamental en la dinámica global del planeta, el sistema fluvial es también un complejo mecanismo ecológico (Amoros y Petts, eds., 1993), como se ha comprobado en el apartado anterior.

Los sistemas fluviales cuentan con entradas, salidas y almacenes de materia y energía y se comportan como sistemas morfológicos (la forma de cada componente incide en la forma de los restantes componentes), como sistemas en cascada (de flujos y procesos a lo largo de la red fluvial) y como sistemas de proceso-respuesta en continuo ajuste en los que los procesos generan formas y éstas condicionan los procesos, sobre un conjunto muy amplio de bucles de retroalimentación positivos y negativos (Charlton, 2007). Por ejemplo, la erosión de las vertientes está inducida por la erosión del cauce en su base, lo cual acrecienta la pendiente de la ladera. Pero al incrementarse el aporte de sedimentos desde la vertiente, se reduce la erosión en el canal, donde puede producirse una acumulación. Este hecho estabiliza la vertiente y reduce su aportación sedimentaria. Este ejemplo muestra una autorregulación del sistema manteniendo el casi-equilibrio. El sistema fluvial también cuenta con múltiples umbrales externos e internos, asistiendo a cambios cuando son sobrepasados. La respuesta del sistema a ese cambio es siempre muy compleja.

El sistema fluvial hidrogeomorfológico global se estructura en cuencas hidrográficas o vertientes, éstas se ordenan a su vez en subcuencas, y cada una de éstas en un conjunto de cauces jerarquizados que forman una red de drenaje, más todas las vertientes que confluyen en ellos. En suma, el sistema fluvial se estructura en cursos fluviales, y al mismo tiempo cada curso fluvial es un sistema fluvial y presenta una jerarquía (orden) dentro de la red.

Las funciones hidrogeomorfológicas del sistema fluvial son:

1. Una función principal, la de transporte, ya que el sistema fluvial es el mecanismo fundamental de drenaje hídrico y evacuación de materiales procedentes de la denudación continental, que son conducidos hasta el sistema oceánico. Para ello se cuenta con las redes de

drenaje compuestas de cauces, que son formas de relieve eficientes para el transporte, diseñadas y dimensionadas por el propio sistema fluvial para evacuar de forma eficaz las crecidas ordinarias, que son los principales mecanismos de transporte.

2. Un conjunto de funciones de regulación que sirven para ordenar, controlar y ralentizar todo el proceso de tránsito y comunicación desde el ámbito continental al marino:

- Ralentización del flujo hídrico en el propio cauce por rugosidad (aluviones, vegetación, madera muerta, etc.)
- Regulación de escorrentías extremas, conseguida mediante la estructura geomorfológica transversal, en la que el espacio inundable lamina caudales por desbordamiento y disipa la energía.
- Regulación hidrológica de las aguas subterráneas asociadas, acuíferos aluviales conectados con el curso fluvial superficial.
- Almacenamiento temporal de sedimentos gruesos en conos aluviales y en barras sedimentarias dentro del cauce, ralentizando y escalonando el proceso de transporte.
- Clasificación de sedimentos, efectiva en las estructuras longitudinales, laterales y verticales, y llevada a cabo por los flujos circulantes y por las propias morfologías de cauce y orillas (Kleinhans, 2010).
- Regulación del sistema oceánico con los aportes hidrológicos (que regulan, por ejemplo, la salinidad marina), con los caudales sólidos que aportan sedimentos a las costas y a los fondos marinos y con los nutrientes necesarios para las formas de vida oceánicas.
- Regulación de la dinámica litoral, en cuyos procesos de erosión, transporte y sedimentación intervienen los materiales procedentes de los sistemas fluviales, como por ejemplo las arenas que se acumulan en las playas.

Para garantizar todas estas funciones el sistema fluvial debe contar con naturalidad (diversidad, complejidad), continuidad (unidad, conectividad, espacio) y dinámica (hidrológica, destacando el papel de las crecidas, y geomorfológica). Es muy importante el hecho de que las distintas funciones se pueden cumplir a la vez, o bien se alternan en el tiempo en función del caudal circulante. En general se incrementan en procesos de crecida, pero también hay funciones eficientes en periodos de estiaje.

1.2.2. Caudal hídrico y sedimentos como variables fundamentales del sistema

El motor del funcionamiento fluvial es hidrológico y son fundamentalmente las crecidas las que ponen en marcha y aceleran todos los procesos geomorfológicos (erosión, transporte, sedimentación), del mismo modo que todas las interacciones ecológicas, a lo largo de todo el sistema fluvial e incluso hasta el sistema marino. Frente a esos caudales activos hay dos elementos que ejercen un papel de freno regulando los procesos: las morfologías del cauce (precisamente construidas y continuamente rediseñadas por las crecidas) y la vegetación que puede colonizarlas. Así, una interacción básica en dinámica fluvial en estado natural es la lucha o balance entre crecidas y vegetación: si en un curso fluvial hay pocas crecidas se desarrolla la vegetación, y si la vegetación madura el cauce se estabiliza.

Crecidas, morfologías y vegetación son, por tanto, claves del funcionamiento fluvial, pero esta idea básica debe ser completada. El funcionamiento fluvial puede explicarse como el juego de cuatro grupos de variables (Schumm, 1977; Thorne, 1997; Malavoi y Bravard, 2010):

- Variables primarias (de cuenca): clima, geología, cubierta vegetal, usos del suelo. Condicionan a las variables externas.
- Variables externas, independientes o de control: caudales hídricos y caudales sólidos. Junto con las variables de control secundarias condicionan a las variables internas.
- Variables de control secundarias: pendiente y geometría del valle, sustrato de fondo y orillas, vegetación de las orillas, nivel de base. Junto con las variables externas condicionan a las variables internas.
- Variables internas de respuesta o “grados de libertad”, que definen el cauce autoajutable: pendiente, anchura, profundidad, rugosidad, forma en planta, sinuosidad, geometría hidráulica, etc.

Cada una de estas variables es clave en el funcionamiento fluvial, puesto que dicho funcionamiento resulta de la interacción de todas ellas. Ahora bien, las variables primarias (grupo a) tienen menos relevancia en el funcionamiento a escala fluvial, ya que solo son factores de las variables externas. Y las variables internas de respuesta (grupo d) definen fundamentalmente cómo es el sistema fluvial, no cómo funciona. En

consecuencia, las claves del funcionamiento fluvial son las del grupo b, es decir, las entradas de materia y energía en el sistema (caudales hídricos y sólidos), y en menor medida las del grupo c (secundarias).

Lane (1955) explicó cómo el principio fundamental de la dinámica fluvial es el equilibrio o balance entre las dos principales variables de control (grupo b): todo curso fluvial busca su equilibrio entre la carga aluvial, caracterizada por su volumen y su granulometría, y el caudal líquido, que asociado a la pendiente define la energía capaz de transportar. Así, la dinámica fluvial puede ser definida como el resultado del balance continuo entre sedimentos y agua. Como la cantidad de estas dos variables es fluctuante a escala diaria, anual y plurianual, se asiste a un ajuste permanente de la morfología del curso fluvial mediante procesos de erosión y sedimentación. A las oscilaciones pequeñas y de corta duración corresponden pequeños ajustes en microformas fluviales, y a oscilaciones más fuertes corresponderán cambios geomorfológicos notables que pueden afectar a tramos más largos.

Se dice, por tanto, que los cursos fluviales naturales están en equilibrio, o casi, mientras ajustan de forma continua sus variables de respuesta. Este concepto de equilibrio dinámico no significa estabilidad, sino ajuste permanente. Los ajustes en las variables de respuesta generan también cambios en todo el sistema, es decir, en muchas otras variables. En suma, la dinámica genera dinámica y todas las variables interactúan y se realimentan de forma muy compleja.

1.3. Diversidad y singularidad de los ecosistemas acuáticos continentales españoles

Los ecosistemas acuáticos continentales ibéricos presentan peculiaridades propias que tienen su origen en el clima, la fisonomía del territorio, los materiales geológicos-litológicos y su dinámica geomorfológica (figura V.4). Prácticamente la totalidad del territorio español se encuentra dentro del ámbito mediterráneo, cuyo clima se caracteriza por la irregularidad anual e interanual del régimen de precipitaciones (Gasith y Resh, 1999), lo cual se relaciona directamente con los modelos hidrológicos existentes. De hecho, en el ámbito mediterráneo español coexisten desde ríos de caudales permanentes hasta ríos completamente secos (ramblas) (Gómez *et al.*, 2005) y desde lagos de pequeño tamaño hasta humedales donde nunca se encuentra agua en superficie (los criptohumedales).

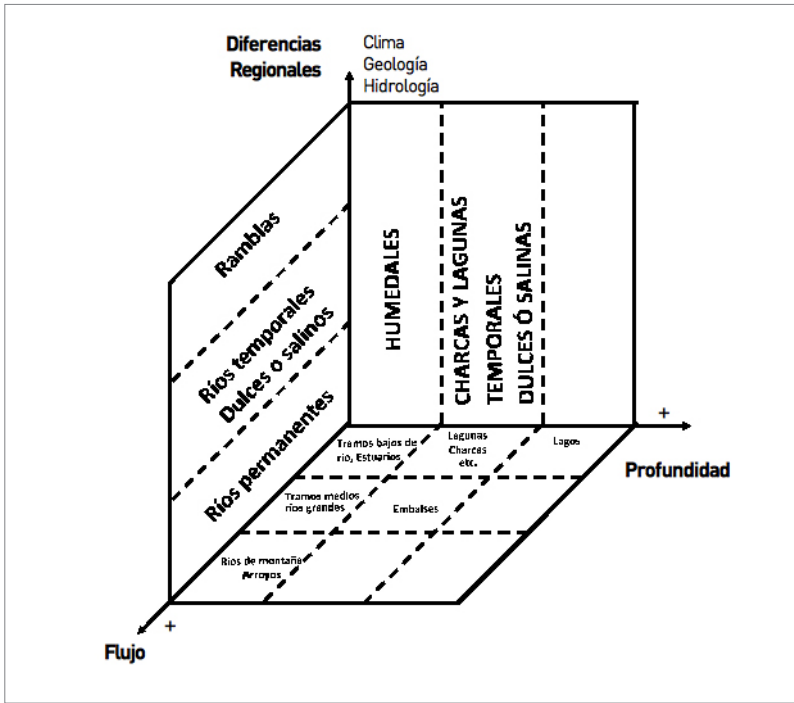


Figura V.4. Los ecosistemas acuáticos continentales españoles presentan peculiaridades propias que tienen su origen en el clima, la fisonomía del territorio, los materiales geológicos-litológicos y su geomorfología. A la acción conjunta de todos estos rasgos se debe la gran diversidad de tipologías de ecosistemas acuáticos.
Fuente: *Elaboración propia.*

En los ecosistemas lóticos y teniendo en cuenta la variabilidad del flujo a escala anual e interanual y el tiempo de duración del periodo seco, se pueden definir distintos modelos hidrológicos a modo de gradiente, como se observa en la figura V.5. Los flujos de agua menos predecibles ocurren en los ríos efímeros y episódicos (ramblas), donde el agua fluye durante poco tiempo y solo tras unas fuertes lluvias, con alta variabilidad interanual. Por el contrario, la mayor predecibilidad se da en los ríos de flujo permanente, donde la conectividad del sistema es siempre total. En los ríos temporales o intermitentes el flujo de agua puede cesar o desaparecer durante la fase seca del ciclo hidrológico.

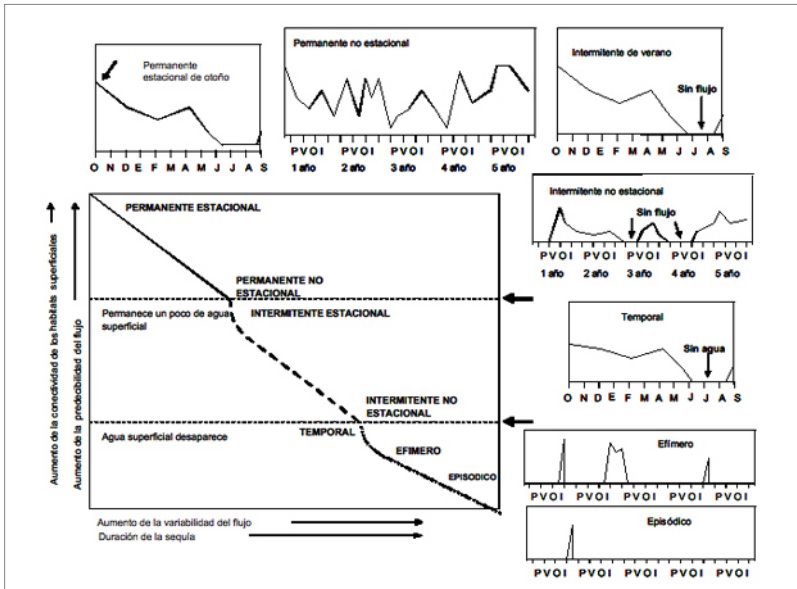


Figura V.5. Variabilidad temporal de los modelos hidrológicos encontrados en la Península Ibérica, que incluye desde ríos con caudal permanente a los episódicos. Se esquematizan algunos diagramas hidrológicos mostrando la variación temporal del flujo de agua a distintas escalas temporales. *Modificado de Uys y O'Keefe, 1997.* P=primavera, V=verano, O=otoño, I=invierno.

En este marco no hay que olvidar que una parte importante de la funcionalidad de los ríos, lagos y humedales españoles se debe a las aguas subterráneas. Este compartimento, cuando existe, es mucho más persistente que el superficial, lo cual hace que sea, en muchos casos, el elemento clave para mantener la conectividad del ecosistema. La existencia de acuíferos aluviales o acuíferos profundos permite, en mayor o menor grado, amortiguar las fluctuaciones del nivel de agua de los ecosistemas acuáticos superficiales y, con ello, asegurar la permanencia del agua durante más tiempo. En términos generales, los acuíferos del área mediterránea española son pequeños, están muy fraccionados, su recarga natural es bastante baja, la zona saturada suele tener un gran espesor y las áreas de descarga son de pequeñas dimensiones (Múgica y Gutiérrez, 2007). En este contexto, es habitual

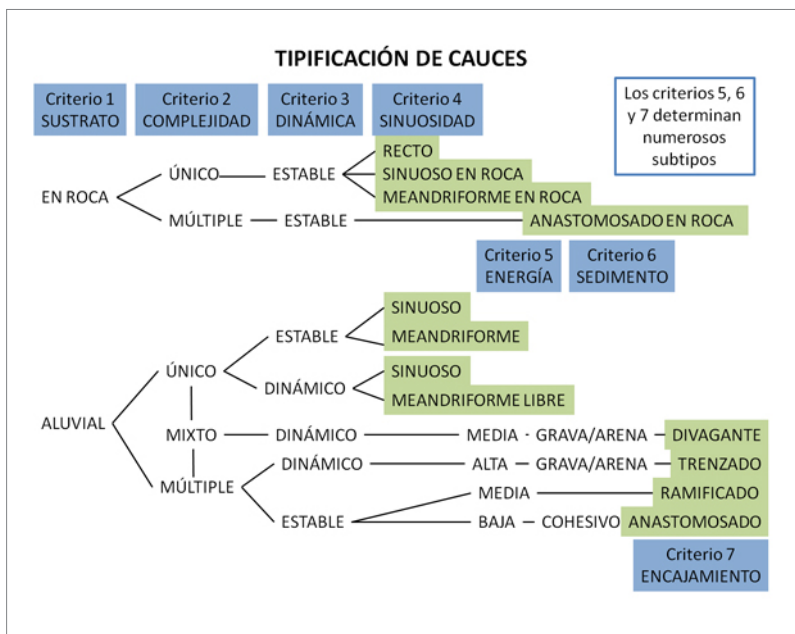
que muchos ríos mediterráneos sean intermitentes, es decir, que en un mismo cauce coexistan tramos cortos donde el agua fluye mantenida por pequeños acuíferos aluviales, separados por otros donde no se detecta agua superficial (Vidal-Abarca *et al.*, 2004). De igual manera, muchos ríos mediterráneos son temporales, disminuyendo o perdiendo el flujo de agua durante el estiaje. En definitiva, la intermitencia y la temporalidad son singularidades hidrológicas típicamente mediterráneas.

La fisonomía del territorio español es otro rasgo que imprime características peculiares a los ecosistemas acuáticos españoles. En general, los paisajes españoles se caracterizan por un relieve muy accidentado donde se suceden cadenas montañosas entre valles relativamente estrechos, lo cual determina que las cuencas hidrográficas españolas sean pequeñas, con una red de drenaje corta, de pendiente alta o muy alta y, por tanto, de cauces muy erosivos. De igual manera, los ecosistemas de aguas remansadas son pequeños, someros y con un régimen de inundación/desecado muy dinámico y acelerado. Además, la litología y la dinámica geomorfológica del ámbito mediterráneo español, imprimen un carácter especial a estos ecosistemas en relación al origen, funcionamiento hidrológico y calidad del agua. Así, los tres grandes dominios litológicos (silíceo, calizo y arcilloso-margoso) configuran redes, cauces, y modelos hidrológicos diferentes. En el dominio calizo, las redes de drenaje suelen ser menos densas, los cauces más estrechos y el agua más “dulce” que en el arcilloso-margoso, donde las redes de drenaje son muy densas, los cauces más anchos y las aguas más salinas. En el dominio silíceo estos rasgos son intermedios (Vidal-Abarca *et al.*, 2004; Gómez *et al.*, 2005).

En este contexto, los ecosistemas acuáticos continentales españoles se caracterizan por su extraordinaria diversidad y singularidad ecológica. Las especiales características climáticas, geológicas, geomorfológicas, hidrológicas y paisajísticas de la Península Ibérica hacen que España posea la mayor diversidad de ecosistemas acuáticos continentales, en su mayoría muy distintos a los del resto de Europa y en los que el endorreísmo, la salinidad y la temporalidad ponen su sello de identidad, al que se añaden especies y comunidades de organismos singulares (Álvarez-Cobelas *et al.*, 2005) (figura V.4).

La geomorfología de los cauces pone de manifiesto también esta enorme diversidad. Hay dos estilos fluviales principales, los más fre-

cuentas en los sistemas fluviales naturales: meandriforme y trezado. Y otros estilos fluviales secundarios, menos frecuentes, que son el rectilíneo, el divagante, el ramificado y el anastomosado. Se utilizan hasta 7 criterios para clasificar geomorfológicamente cauces (cuadro V.2). Los cauces en roca predominan en todas las áreas de montaña españolas, mientras los aluviales se localizan en depresiones y llanuras. Al pie de las principales cordilleras aparecen cauces trezados que van tendiendo aguas abajo a morfologías meandriformes o sinuosas.



Cuadro V.2. Criterios geomorfológicos de diferenciación y tipología de cauces fluviales.

2. Las aguas costeras y de transición

Según la definición dentro de la DMA, las aguas costeras son aguas superficiales situadas hacia tierra desde una línea cuya totalidad de puntos se encuentra a una distancia de una milla náutica mar adentro desde el punto más próximo de la línea de base que sirve para medir la anchura de las aguas territoriales, y que se extienden, en su caso, hasta el límite exterior de las aguas de transición. Estas aguas de transición, a su vez, se definen como masas de agua superficial próximas a la desembocadura de los ríos, que son parcialmente salinas como consecuencia de su proximidad a las aguas costeras, pero que reciben una notable influencia de flujos de agua dulce. Parece claro, pues, que se pretendía extender al máximo el dominio de aplicación de la Directiva, en un intento de llegar hasta donde alcanza la influencia directa de las modificaciones hechas en tierra firme. En este sentido se cubre una zona importante de las aguas marinas, que va más allá del concepto de aguas interiores pero sin alcanzar la totalidad de las aguas territoriales, que sólo se contemplan a efectos de contaminación química. Las razones de esta limitación no están claramente expresadas en la DMA, lo cual se discutirá más adelante. En todo caso, en el preámbulo de la DMA se indica que se propone contribuir a hacer posible que la Comunidad y los Estados miembros cumplan, en referencia a sus obligaciones en los diversos convenios para la protección del medio marino que ha suscrito la Unión Europea (EU). Se trata, pues, de un primer paso, que quedó completado en 2008 con la aparición de la Directiva de Estrategia Marina (DEM), que veremos más adelante.

El tratamiento que la Directiva da a las aguas costeras y de transición no se diferencia del que se propone para los ríos en relación a los ecosistemas de ribera y las llanuras de inundación. En el caso que nos ocupa, su equivalente es el Sistema Costero. Si nos atenemos a las definiciones clásicas (e.g. Carter, 1988), la zona costera se define como una banda de tierra de ancho variable formada por la interacción de procesos terrestres, marinos y atmosféricos. De la misma forma podrían considerarse como aguas costeras las masas de agua de ancho y profundidad variables influidas por la interacción de procesos terrestres, marinos y atmosféricos. Así pues, como el ecosistema de las riberas no se puede separar del río, la zona costera no debería separarse

de las aguas costeras, ya que se trata de ecosistemas interconectados. Las aguas costeras y de transición, que trata la DMA, podrían definirse a su vez como la parte acuática del sistema costero. Esta definición, aunque mucho más rigurosa en términos medioambientales, podría resultar poco práctica a efectos de gestión ya que para ello se requiere unos puntos de referencia fáciles de identificar y poner encima de un mapa. Esto hace suponer que los legisladores han propuesto unos límites que “razonablemente” engloben estas aguas aunque haya importantes desviaciones en muchos casos. Por ejemplo en la vecindad de la desembocadura de grandes ríos cuya influencia directa va mucho más allá de lo contemplado en la directiva.

Es obvia que los sistemas costeros, por su situación, reciban una gran influencia tanto del continente como del mar. Por un lado, las sustancias disueltas y en suspensión que provienen del continente alcanzan el mar a lo largo de las costas. En condiciones naturales, los sistemas fluviales y las avenidas tienen un papel relevante en la formación y evolución de los sistemas costeros, al ser la principal fuente de material sedimentario que compensa la subsidencia de los sedimentos al compactarse (Wright, 1977; Kooi & de Vries, 1998). Además, los aportes de aguas desde el continente suelen ser de baja salinidad, lo que hace que se extiendan por la superficie del mar al ser de menor densidad que el agua marina. Al mismo tiempo, no obstante, estas aguas continentales suelen llevar un elevado contenido en determinadas sales minerales disueltas, que actúan como fertilizantes y, al mantenerse en la capa superficial iluminada, constituyen un elemento fundamental en el mantenimiento de las cadenas tróficas en las aguas costeras, en sentido amplio (Salat et al., 2002; Palomera et al. 2007). Por otro lado, el sistema costero recibe una notable influencia marina ya sea directamente a través del oleaje o las mareas, o indirectamente a través de los vientos húmedos.

Dentro del sistema costero encontramos estuarios, lagunas litorales, playas y dunas, arrecifes coralinos, praderas sumergidas, etc. Todos estos elementos juegan un papel relevante como filtradores o depuradores de los aportes terrestres hacia el océano o, recíprocamente, como protectores de inundaciones debidas a temporales marítimos (Murray et al., 2001). Asimismo, el sistema costero contribuye en producir bienes de consumo, a través de la pesca o explotaciones minerales, o en

proveer servicios: transporte, comercio y comunicaciones, recreo, etc. (Costanza et al., 1997). Estas ventajas hacen del sistema costero una zona preferencial para el asentamiento humano, como demuestra el hecho de que casi la mitad de la población mundial vive dentro o cerca de él (Brown et al., 2006). Como sucede con los ríos, las aguas costeras y de transición soportan todo tipo de usos (recreativos, explotación recursos naturales) e instalaciones (obras públicas relacionadas con la navegación o derivadas de la ocupación humana), o son empleadas directamente para obtener agua para usos diversos, o actúan en fin como sumidero de sustancias y materiales residuales de la actividad humana.

3. Diagnóstico y problemática de los ecosistemas acuáticos españoles

3.1. Deterioro de los ecosistemas acuáticos continentales

El estudio desarrollado en el marco de la “Evaluación de los ecosistemas del Milenio de España” (EME, 2011; Vidal-Abarca y Suárez, 2013) ha puesto de manifiesto el grave deterioro que en los últimos 50 años ha sufrido la totalidad de los tipos de ecosistemas acuáticos continentales españoles. Los cambios de uso del suelo de las cuencas de drenaje de los ríos y de los humedales, fundamentalmente, pero no únicamente, para desarrollar una agricultura de regadío muy tecnificada, ha llevado consigo la extracción de grandes cantidades de agua de estos ecosistemas (de hecho más del 80% del agua consumida en España se utiliza en agricultura), de manera que la alteración y sobrexplotación de los flujos hídricos naturales, por encima de su tasa de renovación, es la consecuencia más importante. En algunos casos, como ocurre en muchos humedales, llegando a su desecación total (Camacho, 2008) o, como ocurre en muchos ríos, dejando secos tramos durante buena parte del año (García de Jalón *et al.*, 2007). Esta sobrexplotación se ha conseguido mediante la construcción de embalses, de los que hoy día España cuenta con unos 1.300, siendo el cuarto país del mundo con mayor número de grandes presas (García de Jalón et al., 2007). Prácticamente no quedan ríos sin regular en nuestro país. Pero además, cada vez es más evidente cómo el agua está pasando de ocupar su espacio natural en

ríos, arroyos, lagos y humedales a estar retenida en balsas artificiales. Actualmente, en España se encuentran más de 50.000 balsas, aunque hay fuentes que hablan de 80.000-100.000 (González, *et al.*, 2009). La reducción y alteración de los caudales naturales, lleva consigo la alteración geomorfológica de los ecosistemas de aguas continentales, la desconexión de los distintos compartimentos y dificultad para la redistribución de los materiales, sedimentos y nutrientes que transportan.

Cada vez se habla menos de los problemas de contaminación de ríos, lagos y humedales. En los últimos 10 años, la puesta en marcha de las 1.710 depuradoras que existen actualmente en España, ha contribuido a disminuir la carga orgánica en estos ecosistemas (fundamentalmente en los ríos), pero no ocurre igual con los nutrientes (nitrógeno y fósforo) que han aumentado significativamente: según MARM (2009) en el año 2009 ha disminuido a casi la mitad el número de puntos de muestreo en ríos donde la concentración de fósforo era menor de 25 $\mu\text{g/l}$ y según datos de la Red ICA, el número de estaciones donde la concentración de nitratos es mayor de 50 mg/l pasó de 7 en 2007 a 118 en 2009. Esto indica que la alteración de los caudales naturales, junto al incremento de la agricultura de regadío tecnificada que utiliza gran cantidad de fertilizantes, ha colapsado la capacidad autodepuradora de estos ecosistemas. No hay que olvidar que además de vertidos orgánicos y fertilizantes, los ecosistemas de aguas continentales son los receptores de grandes cantidades de fitosanitarios, metales pesados, etc., que están contribuyendo a su deterioro.

La introducción de especies invasoras es otro grave problema al que se enfrentan los ríos y humedales españoles, sobre todo por sus efectos negativos sobre la biodiversidad y los endemismos que habitan nuestros ecosistemas acuáticos (Vila *et al.*, 2008). Se calcula que actualmente el 32% del total de especies de vertebrados de los ríos españoles son introducidas (EME, 2011; Vidal-Abarca y Suárez, 2013).

Por último, hay que hacer referencia a los efectos del cambio climático porque, según las últimas predicciones (Sánchez y Miguez-Macho, 2010), los ecosistemas acuáticos serán de los más afectados. De hecho ya se han detectado disminuciones en la cantidad de agua que recogen las cuencas hidrográficas españolas por efecto de la disminución de las precipitaciones y reducción de la humedad del suelo al aumentar la evapotranspiración (EME, 2011). El resultado final es que los ecosistemas

acuáticos continentales en España pasarán de ser permanentes a temporales y algunos, como los humedales más pequeños, desaparecerán (Álvarez Cobelas *et al.*, 2005).

3.2. Graves alteraciones hidrológicas y en la geomorfología fluvial

Para Tockner y Stanford (2002) los ríos son sin lugar a dudas los espacios más dañados y amenazados de Europa. Nuestros ríos están actualmente maltratados y domesticados, hidrológicamente desnaturalizados, sin flujos sedimentarios y constreñidos a causa del desarrollo económico y urbanístico.

La desnaturalización hidrológica es un grave problema con consecuencias ecológicas y geomorfológicas muchas veces irreversibles. Existen diversos procedimientos para el análisis de la alteración hidrológica, y el desarrollo de mecanismos destinados a limitar dicha alteración. Estas metodologías tienen como meta fundamental la evaluación, de manera objetiva y eficiente, de los cambios que sobre los elementos del régimen de caudales con mayor trascendencia ambiental, inducen los aprovechamientos de los recursos hídricos. Al tiempo, permiten valorar la alteración que sobre este régimen producirían distintos escenarios de uso y gestión de los recursos hídricos, interpretar las consecuencias ambientales de la alteración del régimen de caudales en la integridad ecológica del río, identificar los aspectos del régimen de caudales que en mayor medida condicionan la rehabilitación o recuperación de un tramo regulado, y fijar criterios objetivos a la hora de establecer prioridades en la restauración de ecosistemas fluviales degradados (Martínez Santa-María y Fernández Yuste, 2008).

Entre las metodologías de análisis cuantitativo y cualitativo de la alteración hidrológica destacan las desarrolladas por Richter *et al.* (IHA, 1996), Arthington *et al.* (2006), Poff *et al.* (ELOHA, 2010). En el caso de España, Martínez Santa-María y Fernández Yuste (2006) y Fernández Yuste *et al.* (2012) han desarrollado el método IAHRIS (Índices de Alteración Hidrológica en Ríos), que incluye un amplio número de indicadores relacionados con los eventos extremos (avenidas y sequías), típicamente mediterráneos, y que tanta influencia tienen sobre el funcionamiento de los ríos españoles.

La dinámica fluvial está sometida en la actualidad a la lucha o balance entre las crecidas y las actuaciones humanas, constituyendo éstas un auténtico freno a la dinámica, ya que regulan las entradas de materia y energía en el sistema y estabilizan los cauces. Conforme una sociedad madura y va desarrollando sistemas de estabilización fluvial, va perdiendo el miedo a las crecidas y va ocupando de forma progresiva los territorios fluviales. Con ello el funcionamiento fluvial se altera profundamente y se rompe todo el equilibrio dinámico natural. Dentro del deterioro generalizado, muy intenso en nuestro país desde mediados del siglo XX, los elementos geomorfológicos son los que más sufren, en buena medida por la ausencia de sensibilidad hacia los mismos. Las múltiples presiones humanas implican numerosos impactos sobre el sistema fluvial, directos sobre el cauce e indirectos sobre cuencas y vertientes, a veces diferidos en el tiempo, y que alteran el funcionamiento geomorfológico del sistema, tanto los procesos como las formas.

Los mayores impactos están causados por los embalses, que generan alteraciones geomorfológicas muy marcadas que se prolongan a lo largo de todo el sistema fluvial y se manifiestan de forma progresiva en el tiempo. Estas consecuencias aún se incrementan más si además el cauce se constriñe con defensas laterales que terminan por eliminar la libertad fluvial. En la actualidad se cuenta con consolidados principios científicos, criterios y técnicas como para actuar de forma muy poco agresiva sobre los cauces (Downs y Gregory, 2004). Sin embargo, la sociedad sigue demandando actuaciones duras de ingeniería tradicional, por entenderlas más eficientes y rápidas. Ante esta situación, el deterioro geomorfológico de los sistemas fluviales sigue en continuo aumento.

La geomorfología fluvial tiene una labor clave tratando de identificar si los síntomas y cambios observados en un sistema fluvial se encuentran dentro de su dinámica natural o bien, a causa de acciones humanas, se ha superado el umbral de ese equilibrio dinámico, en cuyo caso hay que hablar de disfuncionamiento (Sear y Newson, 2003; Ollero, 2011b). Desde la geomorfología fluvial debe tratarse este disfuncionamiento como el médico una enfermedad, confirmando síntomas, realizando un diagnóstico y proponiendo los remedios adecuados. La estabilidad global del sistema hidrogeomorfológico fluvial es asegurada por el juego de inestabilidades locales. La resiliencia del conjunto del sistema, es decir, su aptitud para restablecerse después de una perturbación, depende en

gran medida de los intercambios entre los distintos subsistemas (tramos longitudinales, bandas transversales y capas verticales). Esta complejidad y reversibilidad de relaciones y procesos permite explicar cómo las intervenciones humanas pueden producir en los ríos impactos diferidos (a menudo en periodos superiores al siglo) y alejados espacialmente de su origen (Amoros y Petts, eds., 1993).

La pérdida de estilos geomorfológicos en cauces fluviales a causa de alteraciones antrópicas o como efecto del cambio global supone una grave pérdida de patrimonio geomorfológico y de geodiversidad. Por ejemplo, los cauces trenzados se van estrechando y encajando, van siendo colonizados por vegetación y se van convirtiendo en cauces sinuosos. Son un valioso modelo geomorfológico en peligro de extinción en la Península Ibérica.

3.3. Problemática en las aguas costeras

En los países de la UE, los cambios de uso del suelo en las zonas costeras superan a los observados otros lugares, esencialmente a causa de los asentamientos humanos. El aumento de superficies artificiales en los litorales se incrementa a un ritmo un tercio más elevado que en el interior (Meiner, 2006a) y causa transformaciones rápidas alterando los ecosistemas a largo plazo. En España la franja costera, con sólo un 7% del territorio, alberga el 44% de la población y mantiene importantes infraestructuras asociadas a actividades económicas, como el transporte terrestre: carreteras y ferrocarril, o marítimo: puertos. Asimismo, buena parte de la costa española, especialmente en el Mediterráneo, está muy influenciada por el sector turístico, que con el 80% del total de visitantes, representa el 8% del PIB. El desarrollo costero, pues, ha provocado una expansión urbana, a menudo descontrolada, con la creación de lugares de veraneo, el desarrollo de puertos deportivos e importantes modificaciones de playas. Asimismo, también ha aumentado el número y tamaño de los puertos comerciales, de acuerdo con el incremento en el volumen del transporte marítimo y se han modificado zonas costeras para asentar infraestructuras de transporte terrestre. Por último, y no por ello menos significativo, con la disminución de las capturas de pesca extractiva por agotamiento de los caladeros, se ha intensificado la acuicultura en las aguas costeras y de transición, con un notable incremento de instalaciones a lo largo de todo el litoral

español. Todas estas actividades afectan directamente a los ecosistemas litorales, tanto a los emergidos como sumergidos. Sus efectos van más allá de los impactos directos como la contaminación o los cambios en la sedimentación y la dinámica costera. Además, las prácticas pesqueras destructivas, con sobreexplotación de bancos costeros, o el cambio climático, con una previsible subida del nivel del mar, son también amenazas importantes para el futuro de los sistemas costeros.

En resumen, hasta ahora el desarrollo del litoral se ha basado únicamente en principios de rápida rentabilidad económica, cuyo plazo de tiempo es muy inferior al de recuperación de sus efectos. Existe, pues, un alto riesgo de llegar a situaciones insostenibles o muy difícilmente reversibles. Es por ello que la protección de los valores naturales, económicos, sociales y estéticos de estos sistemas debe plantearse con urgencia. La aplicación de la DMA puede ser una buena oportunidad para ello, pero no es la única ya que con la nueva DEM se puede ir más allá en aspectos propiamente marinos con impacto en el sistema costero.

4. La gestión sostenible de los ecosistemas acuáticos continentales, aguas costeras y de transición

4.1. La Directiva marco del agua y el buen estado ecológico: ¿cómo se aplica y para qué sirve?

El enorme deterioro que sufren y siguen sufriendo los ecosistemas acuáticos europeos fue el detonante para que surgiera la DMA. Pero a diferencia de otras directivas y normativas europeas que trataban de “solucionar” problemas parciales de la calidad del agua (por ejemplo el control de sustancias peligrosas, o de los nitratos procedentes de la agricultura) o establecer estándares de calidad para los ecosistemas de donde se extrajera agua o alimentos (por ejemplo límites de calidad para las aguas potables, o para las aguas piscícolas, etc.), la DMA se configuró en un marco más ecosistémico, en el que se reconoce que las presiones e impactos de todo tipo que estaban sufriendo estos sistemas no solo afectaban a la cantidad y calidad del agua, sino también a los servicios que nos proporcionan: capacidad de autodepuración de los ríos, control de nutrientes, minimización de las avenidas y sequías, lugares de ocio y disfrute para los ciudadanos, etc. (MA, 2005).

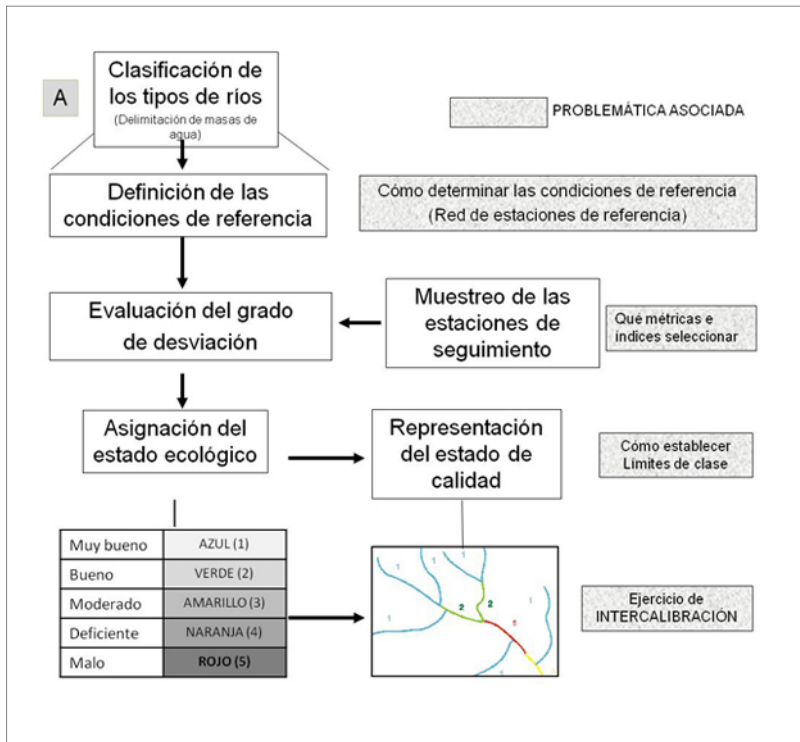
La Directiva, por un lado, asume la unidad de cuenca y la realidad del ciclo hidrológico, incluyendo en su ámbito de aplicación a todos los ecosistemas acuáticos continentales, costeros y de transición, y por otro, supera los enfoques físico-químicos y biológicos de calidad del agua más tradicionales, estableciendo como objetivo central la consecución del buen estado ecológico de todas las masas de agua de Europa. La Directiva define el “estado ecológico” como una expresión de la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales. Pero lo más interesante de este concepto es que su evaluación debe llevarse a cabo mediante elementos biológicos, cuyos resultados son mucho más sólidos para el diagnóstico que las medidas puntuales de los parámetros físico-químicos. No obstante, la evaluación del estado ecológico requiere, junto con los elementos biológicos, la utilización de parámetros físico-químicos e hidromorfológicos.

Puesto que la evaluación del estado ecológico debe hacerse como una medida de la desviación de las llamadas “condiciones de referencia”, lo más difícil es disponer de una adecuada red de estaciones en las que encontrar las condiciones de estos elementos biológicos (también de los elementos físico-químicos e hidromorfológicos que deben acompañarlos) que se corresponden con el muy buen estado ecológico que cabe encontrar en ríos, lagos y humedales “prístinos”, lo cual, en el ámbito mediterráneo donde la presencia humana y su interacción con los ecosistemas naturales ya es histórica es, en la mayor parte de los casos, muy difícil de encontrar.

La puesta en marcha de la DMA en España no ha estado exenta de dificultades, unas de carácter científico-técnico y otras debidas a la escasa permeabilidad que la visión holística de estos ecosistemas, necesaria para su correcta aplicación, ha tenido en las administraciones públicas responsables. En efecto, la DMA ha presentado muchos problemas en el desarrollo de los métodos de evaluación (incluyendo las condiciones de referencia, tipologías de las masas de agua, intercalibración de los índices e indicadores), en la implementación de los sistemas de evaluación del estado ecológico y su aplicación en los planes hidrológicos de cuenca (Hering *et al.*, 2010). Pero quizás el principal problema es que no ha conseguido transmitir a los gestores que debían ponerla en práctica la idea de que mantener la funcionalidad de los ecosistemas acuáticos pasa por disminuir la presión que sobre ellos se ejerce en el ámbito de la cuenca. Las Confederaciones Hidrográficas españolas son las responsables de elaborar los planes hidrológicos,

que son una herramienta fundamental, tanto para el desarrollo socioeconómico como para la protección de las cuencas hidrográficas (Magdaleno, 2010). Pero es en ellas donde menos ha calado la visión ecosistémica necesaria para llevar a cabo los objetivos de la DMA. La reforma administrativa de las confederaciones es un reto que aún no ha sido abordado y que es demandado desde muchos sectores públicos, científicos y técnicos.

A manera de síntesis, en la figura V.6 se muestran las distintas fases, necesarias para definir e implantar el proceso de evaluación del estado ecológico. En una primera fase se llevó a cabo la tipificación de los ecosistemas acuáticos continentales utilizando distintas variables biofísicas. El objetivo de esta tipificación era delimitar “masas de agua” dentro de cada una de las categorías de ecosistemas (ríos, lago, humedales) con unas condiciones ambientales naturales homogéneas que permitieran considerarlas similares en estructura y funcionamiento.



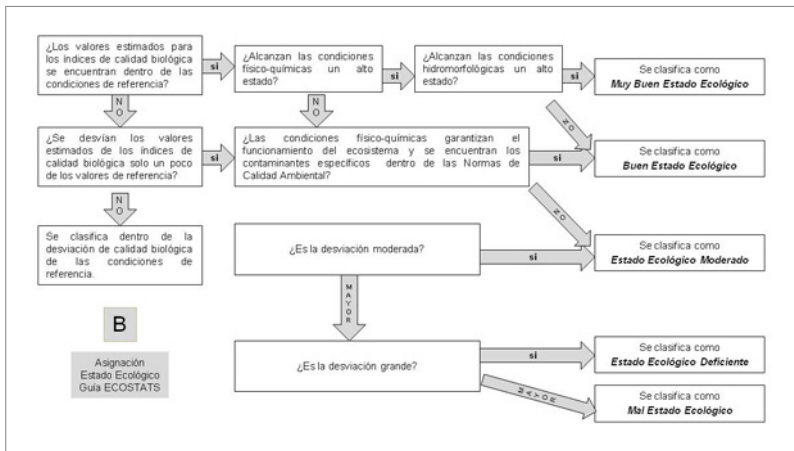


Figura V.6. (A) Fases del proceso de implantación de la DMA y problemática asociada. (B) Asignación del estado ecológico. Fuente: Elaboración propia.

La DMA proponía dos sistemas para la tipificación y en España se optó por el sistema B que, de forma obligatoria, debía incluir 5 descriptores ambientales: latitud, longitud, altitud, tamaño y geología. El resultado final ha sido la definición de 33 tipos de masas en ríos y 18 en lagos (cuadro V.3) aunque, según distintos autores, no están todas las que son ni son todas las que están (e.g. Sánchez-Montoya et al., 2007, Camacho, 2008). Desde la geomorfología fluvial, por ejemplo, se han reclamado clasificaciones que atendieran a las diferentes morfologías de cauces, mucho más adecuadas en el diagnóstico local y en el análisis funcional, frente a una clasificación meramente descriptiva, regional y poco útil (Ollero, 2011a; Ollero *et al.*, 2011) como la que se ha llevado a cabo.

TIPOS DE MASAS DE AGUA SUPERFICIAL DE LA CATEGORÍA RÍOS	
101	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana
102	Ríos de la depresión del Guadalquivir
103	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte
104	Ríos mineralizados de la Meseta Norte
105	Ríos manchegos
106	Ríos silíceos del piedemonte de Sierra Morena
107	Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud
108	Ríos de la baja montaña mediterránea silícea
109	Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea
110	Ríos mediterráneos con influencia cársica
111	Ríos de montaña mediterránea silícea
112	Ríos de montaña mediterránea calcárea
113	Ríos mediterráneos muy mineralizados
114	Ejes mediterráneos de baja altitud
115	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados
116	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados
117	Grandes ejes en ambiente mediterráneo
118	Ríos costeros mediterráneos
119	Ríos Tinto y Odiel
120	Ríos de Serranías Béticas húmedas
121	Ríos cántabro-atlánticos silíceos
122	Ríos cántabro-atlánticos calcáreos
123	Ríos vasco-pirenaicos
124	Gargantas de Gredos-Béjar
125	Ríos de montaña húmeda silícea
126	Ríos de montaña húmeda calcárea
127	Ríos de alta montaña
128	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos silíceos
129	Ejes fluviales principales cántabro-atlánticos calcáreos
130	Ríos costeros cántabro-atlánticos
131	Pequeños ejes cántabro-atlánticos silíceos
132	Pequeños ejes cántabro-atlánticos calcáreos
133	Ríos de mineralización alta de llanuras sedimentarias de la submeseta sur
TIPOS DE MASAS DE AGUA SUPERFICIAL DE LA CATEGORÍA LAGO	
201	Lago de alta montaña septentrional, dimíctico ^a , aguas ácidas
202	Lago de alta montaña septentrional, dimíctico ^a , aguas alcalinas
203	Lago de alta montaña septentrional, monomíctico ^b frío, aguas ácidas
204	Lago de alta montaña septentrional, monomíctico ^c cálido, aguas ácidas
205	Lago de alta montaña septentrional, monomíctico ^b cálido, aguas alcalinas
206	Lago de alta montaña septentrional, monomíctico ^b frío, aguas alcalinas
207	Lago de alta montaña meridional, monomíctico ^b frío, aguas ácidas
208	Lago interior en cuenca de sedimentación, cárstico, hipogénico ^c , grande
209	Lago interior en cuenca de sedimentación, cárstico, hipogénico ^c , pequeño
210	Lago interior en cuenca de sedimentación, cárstico, hipogénico ^c , pequeño tipo torca
211	Lago interior en cuenca de sedimentación, cárstico, aportación mixta
213	Lago interior en cuenca de sedimentación, no cárstico, permanente, profundo, no salino
214	Lago interior en cuenca de sedimentación, no cárstico, permanente, somero, salino
215	Lago interior en cuenca de sedimentación, no cárstico, permanente, somero, no salino
216	Lago interior en cuenca de sedimentación, no cárstico, temporal, salino
217	Lago interior en cuenca de sedimentación, no cárstico, temporal, no salino, aguas ácidas
218	Lago interior en cuenca de sedimentación, no cárstico, temporal, no salino, aguas alcalinas
219	Lago litoral en complejos dunares

Cuadro V.3.- Código y nombre de los tipos de masas de agua superficial de las categorías río y lagos. Fuente: <http://www.marm.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/categorias-y-tipos-de-masas-de-agua/default.aspx> (consulta 26-12-2011).

^a dimíctico = se refiere a los lagos cuyas aguas se mezclan dos veces al año

^b monomíctico = se refiere a los lagos cuyas aguas se mezclan solo una vez al año

^c hipogénico = se refiere a los lagos cuya alimentación es fundamentalmente por aguas subterráneas.

Así pues, hay muchas discrepancias entre los investigadores sobre la idoneidad de establecer estas tipologías y los factores biofísicos utilizados que, si bien tienen la ventaja de facilitar el establecimiento de distintos grados de calidad del estado ecológico a “masas” de ríos, lagos o humedales relativamente homogéneas, no recogen la diversidad de tipologías reales de ecosistemas acuáticos continentales que se encuentran en el ámbito español. Si en el caso de los ríos esto es así (por ejemplo ver Sánchez-Montoya *et al.*, 2007), aún lo es más para el caso de los lagos y humedales (Camacho, 2008). Según se cita en MIMAM (1998), en España había un total de 1.379 humedales y lagos mayores de 0,5 ha recogidos el inventario de la DGOH (1991) que abarcaban un total de 120.537 ha. De estos, el 92,5% (1275) eran humedales de interior, aunque estos solo abarcaban el 13,6% de la superficie, en contraste con tan sólo 104 costeros que sin embargo ocupaban 104.116 ha. Esto pone de manifiesto la distribución y características de los humedales de nuestro país: muchos humedales interiores pequeños y pocos humedales costeros bastante extensos. Estudios posteriores, como los realizados por las Comunidades Autónomas o en los Estudios de las Demarcaciones por parte de los organismos de cuenca, han revelado la existencia de muchos más humedales. Por ejemplo, para tan sólo la parte española del Duero la Confederación Hidrográfica del Duero cita la existencia de más de 1.500 zonas húmedas, y para la Demarcación del Ebro la Confederación Hidrográfica del Ebro (2007) reconoce 1.149, aunque bastantes de ellos ligados a cauces fluviales.

A cada tipo de masa de agua definido se le debe asignar los estados de referencia en relación con la calidad biológica, hidromorfológica y físico-química del ecosistema acuático. Para ello hay que buscar tramos de ríos, lagos y humedales que, dentro de cada tipo, presenten un buen estado de conservación y naturalidad y una alteración antropogénica inexistente o casi nula, es decir los lugares de referencia con los que hay que comparar (Feio *et al.*, 2014). La selección de estos lugares para constituir la red de estaciones de referencia también ha sido difícil y para algunos tipos de río no se han podido encontrar estos referentes. Tampoco se ha resuelto definitivamente cuáles serían los criterios que deben cumplir las masas no alteradas por la actividad humana y que van a ser utilizadas como referentes (Sánchez-Montoya *et al.*, 2009; Hering *et al.*, 2010).

Como para medir el estado ecológico de las masas de agua superficiales se utilizan elementos de calidad biológica, fisicoquímica e hidromorfológica, la siguiente fase consiste en seleccionar los indicadores más apropiados para cada uno de ellos. La DMA indica que las comunidades biológicas a considerar son los invertebrados, la flora y los peces. Entre los elementos hidromorfológicos, hay que considerar el régimen hidrológico, la continuidad fluvial y las condiciones morfológicas. Para el grupo de parámetros físico-químicos, las condiciones térmicas, de oxigenación, salinidad, estado de acidificación, nutrientes y contaminantes específicos. Los valores obtenidos en la aplicación de los indicadores biológicos deben ser referidos a 5 clases de calidad (muy buena, buena, moderada, deficiente y mala), pero no así para los físico-químicos (muy bueno, bueno y moderado), ni para los hidromorfológicos (que solo incluyen dos clases: muy bueno y bueno). Esto supone un problema, ya que en muchas masas de agua es evidente que hay condiciones hidromorfológicas deficientes y malas como consecuencia de múltiples impactos, independientemente de la calidad biológica medida, pero ese grave deterioro hidrogeomorfológico no puede ser tenido en cuenta en la valoración, por lo que tampoco lo será en la toma de decisiones ni en la búsqueda de soluciones (Ollero, 2011b).

Los indicadores utilizados por las distintas demarcaciones españolas no son los mismos, y tampoco coinciden con los utilizados en el resto de Europa, por lo que fue necesario un proceso de intercalibración, cuyo objetivo era estandarizar y hacer comparables los resultados obtenidos por los distintos métodos e indicadores utilizados (Feio *et al.*, 2014; Prat y Munné, 2014). Además, como cada clase de calidad se establece según la desviación con respecto al valor de referencia, dentro del proceso de intercalibración se han debido abordar las cuestiones relacionadas con el establecimiento de los límites entre las clases (Prat y Munné, 2014).

La última fase para la evaluación el estado ecológico consiste en combinar los diferentes grupos de parámetros (biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos), lo cual debe hacerse de acuerdo con las definiciones normativas del anejo V (1.2) de la DMA, tal y como se recoge en la guía sobre el establecimiento de las condiciones de referencia en aguas continentales (figura V.6).

La situación actual en España, sobre la implantación de DMA en relación con el estado ecológico es aún bastante deficiente. Desde el prin-

cipio, la problemática surgida ha sido incesante. Es de destacar el hecho de que la escala de trabajo considerada en el proceso de tipificación de las masas de agua ha excluido a muchos ríos y humedales del “paraguas” de protección o, al menos, mejor gestión requerida al amparo de la DMA. Precisamente, se trata de los ecosistemas de aguas superficiales más singulares del territorio español en las categorías de pequeños ríos, lagunas y humedales de escaso caudal, temporales y salinos. Únicamente las confederaciones u organismos de cuenca más concienciados han hecho un mayor esfuerzo por incluir en sus registros algunas de estas masas de agua (ACA, 2005). Prat y Munné (2014) establecen como, al día de hoy, del 43% de las masas de agua españolas no se tiene información, más del 50% están en mal estado y en muchas cuencas hidrográficas no se utilizan todos los indicadores (p.e. los peces no son utilizados en la mayoría de las cuencas españolas: Munné *et al.*, 2013).

En relación a las condiciones de referencia, aún no se ha conseguido establecer para varios tipos de ríos a nivel estatal y únicamente algunas demarcaciones españolas trabajan con las que han definido internamente. En cuanto a las redes de referencia, para el caso de lagos y humedales apenas se ha avanzado, aunque para los ríos la situación es mejor: existen alrededor de 500 puntos de referencia, que representan a 25 de los 29 tipos establecidos.

En cuanto a los indicadores e índices biológicos a utilizar la situación no es mucho mejor. Para el caso de los macroinvertebrados, las distintas demarcaciones han optado por sistemas diferentes con metodologías de aplicación distintas, lo cual hace necesaria una intercalibración entre todos ellos. En el caso de la flora, algunos índices se han impuesto de forma generalizada (por ejemplo el IPS para diatomeas), pero aún no hay un consenso para los macrófitos, al igual que no lo hay para el caso de los peces. Una situación parecida se encuentra entre los elementos hidromorfológicos donde tampoco existe unanimidad en los índices a utilizar.

En definitiva, la situación actual es que aún no se dispone del mapa completo del estado ecológico de los ríos, lagos, humedales y aguas costeras de España.

La importancia de la puesta en marcha e implementación de la DMA no es tan solo averiguar y realizar un seguimiento del estado ecológico de las masas de agua. Es la base sobre la que se deberían

ajustar los planes sectoriales y los programas de actuación a las características específicas de cada tipo de río o lago y, por tanto, la base sobre la que definir los criterios de intervención en los ecosistemas acuáticos y en la gestión del agua.

4.2. Los caudales ambientales: el gran reto para mantener la funcionalidad de los ecosistemas acuáticos

Para que los ecosistemas acuáticos continentales españoles mantengan su funcionalidad es necesario que recuperen su dinámica hidrológica. Según los estudios generales elaborados por las demarcaciones hidrográficas españolas, en aplicación de la DMA, el 23% de las masas de agua tipo río están afectadas por extracciones de agua, el 24% por alteraciones morfológicas de los cauces y el 19,3% por regulaciones, trasvases y desvíos de agua. Además, los 1.300 embalses que regulan los ríos españoles son capaces de controlar hasta el 50% del total del agua generada en el ciclo hidrológico, lo cual significa que la presión sobre los cauces españoles es extraordinariamente elevada.

Es bien conocido que la alteración de los caudales naturales de los ríos tiene importantes efectos sobre las comunidades biológicas (Poff *et al.*, 1997), pero también sobre los flujos que conectan todos los compartimentos del ecosistema, sobre la dinámica de los sedimentos impidiendo su redistribución en las llanuras de inundación y disminuyendo así la fertilidad del suelo, sobre el mantenimiento de la dinámica geomorfológica, sobre la capacidad autodepuradora de los ríos, sobre su papel fundamental en la redistribución de los nutrientes y sobre su función como corredores de biodiversidad.

La exigencia pues, de que se mantengan caudales ambientales (Olden y Poff, 2003, Tharme, 2003, Acreman y Dunbar, 2004, Magdalenno, 2005, 2009), ajustados en cada caso a la variabilidad natural según el tipo de río, se convierte en una necesidad urgente. En primer lugar, porque a medida que aumenta la demanda de agua también lo hacen los conflictos sociales, y en segundo lugar porque se pierde la capacidad de respuesta (resiliencia) de estos ecosistemas en casos de crisis, como las sequías, que tenderán a intensificarse por efecto del cambio climático (García de Jalón *et al.*, 2007).

En el caso de lagos y humedales, mantener su dinámica hidrológica requiere conocer los balances hídricos, es decir conocer los aportes de

agua, las pérdidas, y sobretudo el patrón natural de fluctuación anual y, esto teniendo en cuenta que la mayor parte de los lagos y humedales españoles son pequeños y muy fluctuantes (Camacho, 2008).

Para que los ecosistemas acuáticos puedan mantener sus comunidades biológicas naturales es necesario que se den tres condiciones ambientales simultáneamente y dentro de su variabilidad natural:

1. El medio acuático no puede encontrarse en condiciones tóxicas o de eutrofización, disponiendo de oxígeno en las cantidades necesarias y que los sedimentos en suspensión estén presentes en cantidades naturales.
2. La cantidad de agua debe ser suficiente para apoyar procesos biológicos naturales.
3. Se debe disponer de una variedad suficiente de hábitats físicos.

El régimen de caudales ambientales supone la recuperación o conservación de determinados aspectos del régimen natural de caudales, a partir de los cuales se pueden mantener unas condiciones del hábitat adecuadas para las diferentes especies que componen sus comunidades biológicas de referencia, y cuya puesta en práctica da lugar a los procesos ecológicos, hidrológicos y geomorfológicos necesarios para mantener, a largo plazo, estas comunidades biológicas en un estado de conservación previamente definido.

La necesidad de mantener un flujo de agua mínimo en los ríos es recogida por la legislación y el cuadro normativo español en la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas. La reforma de la Ley de Aguas de 1999 y el Texto Refundido de 2001 ya establecieron que los caudales ambientales tienen un carácter preferente al resto de usos, a excepción del abastecimiento a poblaciones. Desde entonces se ha ido insistiendo en la necesidad de mantener caudales ambientales. En la DMA se establece que el régimen de caudales debe asegurar la supervivencia de los organismos acuáticos y mantener el buen estado ecológico. Sin embargo, contrasta la insistencia en la normativa española sobre la necesidad de mantener los caudales ambientales con la escasez de resultados reales aplicados a la gestión del agua. De hecho, en todos los planes hidrológicos de cuenca aprobados en 1998, elaborados según la Ley 29/1985 de Aguas, vigentes hasta la entrada en vigor de los nuevos planes resultantes de la aplicación de la DMA, no existía un entendi-

miento claro del alcance de este concepto en la conservación de los ecosistemas acuáticos (Sánchez Navarro y Martínez Fernández, 2008), lo cual ha llevado a una gran arbitrariedad en los valores de caudales ambientales que se establecen para cada cuenca.

En el análisis de aquella experiencia es interesante analizar los siguientes aspectos. En primer lugar, la distinta terminología empleada en los planes hidrológicos de cuenca para referirse a los caudales ambientales, refleja el escaso conocimiento sobre su significado en el mantenimiento de la funcionalidad de los ríos. Así, se hablaba de “caudal mínimo medioambiental”, o “caudal ecológico mínimo”, obviando la variabilidad estacional e interanual que presentan los ríos mediterráneos españoles, o de “demanda medioambiental”, considerándola un uso más dentro del amplio espectro de usos posibles del agua, o de “caudal de dilución” como elemento necesario para reducir la contaminación. En segundo lugar, los criterios que se han utilizado para establecer estos caudales son “importados” de estudios realizados en otros países y en otro contexto ambiental completamente diferente. Lo más habitual en los planes de cuenca españoles de 1998 era mantener como caudal ambiental el 10% del caudal medio natural de forma constante a lo largo del año, lo cual es completamente incongruente con la variabilidad hidrológica natural de nuestros ríos.

Dentro del marco generado por la DMA y el nuevo proceso de planificación hidrológica se contempla el desarrollo de estudios específicos y más precisos para establecer los caudales ambientales. Sin embargo, muchos de estos trabajos técnicos, tienen aún deficiencias metodológicas y sobre todo de concepto. Independientemente del método utilizado, un grave problema, común a todos estos trabajos, se refiere a las series hidrológicas utilizadas. En general, las aportaciones y recursos hídricos se han calculado utilizando series hidrológicas largas (desde 1940/41), que aportan datos sobrestimados sobre la situación real actual. Está demostrado que tanto las precipitaciones como las aportaciones han disminuido significativamente en los últimos años. Según datos del CEDEX, el valor medio de las aportaciones a los ríos españoles entre 1941 a 1979 fue de 226 mm, mientras que, entre 1980 y 2008, el valor medio fue de 183 mm, lo cual indica un cambio de tendencia importante en la cantidad de agua que circula y circulará por los ríos españoles. Obviar esta tendencia invalida los resultados sobre los caudales ambientales calculados, independientemente de la metodología utilizada.

Los principales métodos y metodologías de cálculo se agrupan, a nivel internacional, en cuatro grandes bloques: métodos hidrológicos, hidráulicos, de simulación de hábitat y holísticos. Existen también métodos combinados, basados en la aplicación de elementos de alguno de los anteriores, y métodos específicos para la protección de determinados componentes del sistema fluvial. La selección de la metodología o metodologías más apropiadas en cada caso depende de muchos factores, incluyendo la adecuación a las características hidrológicas y ambientales del sistema fluvial objeto de análisis, la escala de trabajo y la cantidad y calidad de los datos disponibles. En cualquier caso, es importante aplicar metodologías suficientemente contrastadas y validadas por la comunidad científica, de forma que los resultados que se deriven, en cuanto al régimen de caudales aconsejado, permitan cumplir de forma efectiva con los objetivos ambientales perseguidos (Carreño et al., 2008). Todas las metodologías propuestas por técnicos e investigadores para establecer los caudales ambientales tienen sus pros y sus contras, pero la cuestión es lo que significa “mantener unos caudales ambientales”. Los flujos de agua son los que dan sentido y funcionalidad a los ecosistemas acuáticos y solo desde un enfoque holístico tiene sentido establecer sus caudales ambientales. Se trata de mantener todas las funciones ambientales de los ecosistemas fluviales, incluyendo la diversidad de hábitats físicos puesto que determinan la composición de las comunidades biológicas, los patrones naturales de conectividad lateral, longitudinal y vertical que hacen funcionar los flujos de energía y el ciclo de nutrientes, y la variabilidad estacional e interanual que es, en definitiva, el motor evolutivo que hace posible la diversidad de la vida acuática.

Por otra parte, es indudable que los ecosistemas acuáticos y en especial los del ámbito mediterráneo son complejos, de manera que es esencial el ejercicio de seguimiento de los efectos del régimen de caudales que se establezca en cada caso, con el fin de corregir y adecuar los criterios según los resultados obtenidos.

La normativa española obliga a que el régimen de caudales ecológicos incorpore, desde el punto de vista temporal, y en el caso de masas de agua de tipo río, la distribución temporal de caudales mínimos y máximos, la máxima tasa de cambio aceptable del régimen de caudales y la caracterización del régimen de crecidas, incluyendo caudal punta,

duración y tasa de ascenso y descenso, así como la identificación de la época del año más adecuada desde el punto de vista ambiental. Para su determinación deben seleccionarse periodos homogéneos y representativos en función de la naturaleza hidrológica de la masa de agua y de los ciclos biológicos de las especies autóctonas, identificándose al menos dos períodos distintos dentro del año. Asimismo, exige que la distribución de caudales se obtenga aplicando, conjuntamente, métodos hidrológicos y métodos basados en la modelación de la idoneidad del hábitat en tramos fluviales representativos de cada tipo de río. La determinación de los requerimientos hídricos de los ecosistemas fluviales estaría seguida de un proceso de concertación pública (usos y demandas, régimen concesional y buenas prácticas) y de una fase final de implantación y seguimiento de la eficacia de los caudales establecidos (Magdaleno, 2009). Similares especificaciones se introducen para el caso de las aguas de transición. En este caso, la normativa exige que el régimen de caudales ecológicos contribuya a controlar la presencia de la cuña salina, a generar unas tasas de exportación de nutrientes adecuadas a las necesidades de los ecosistemas marinos próximos, y a favorecer la existencia de un aporte de sedimentos suficiente para mantener los elementos geomorfológicos característicos y la dinámica costera. Finalmente, también se incorpora la obligatoriedad de asegurar los requerimientos hídricos de los lagos y humedales, satisfaciendo las necesidades de las diferentes comunidades biológicas propias de estos ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados.

4.3. Otros retos para la sostenibilidad ecológica y geomorfológica de los ecosistemas acuáticos

4.3.1. Sostenibilidad ecológica

Desde los principios básicos de la ecología, para mantener la sostenibilidad ambiental de los ecosistemas acuáticos es necesario, en primer lugar, recuperar los flujos de agua naturales. Los ríos, lagos y humedales no son canales que transportan agua o cubetas que la acumulan, sino ecosistemas en los que viven muchos organismos adaptados evolutivamente a su funcionamiento hidrológico y en los que circulan materiales y nutrientes que posibilitan mantener las condicio-

nes de hábitat apropiadas y los recursos alimentarios necesarios para las diferentes especies que componen sus comunidades biológicas. Al margen de la necesidad imperiosa de realizar estudios con base científica para establecer los caudales ambientales en los ríos españoles, es urgente que, al menos, se cumpla lo establecido provisionalmente por los planes hidrológicos vigentes. En este sentido, hay muchos datos que avalan el constante incumplimiento del régimen de caudales ambientales provisionales establecidos en los planes de 1998 en prácticamente todas las cuencas hidrográficas españolas (Sánchez Navarro y Martínez Fernández, 2008), incluidos tramos de ríos protegidos por la legislación. Más aún, se han seguido planteando y aprobando proyectos de interconexiones entre ríos, trasvases y solicitudes de concesiones sin estudios y análisis previos que valoren la compatibilidad de estas extracciones con el mantenimiento del régimen de caudales ambientales necesario para conservar el buen estado ecológico de los ríos.

Recuperar la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos es el otro gran reto a conseguir. Es indudable el esfuerzo de la administración en los últimos años para recuperar la calidad físico-química del agua, pero poco o nada se ha hecho para restaurar la morfología de cauces y cubetas y su conectividad, que en definitiva son los que determinan la capacidad autodepuradora de estos ecosistemas.

Ambos aspectos son la consecuencia de un modelo de gestión del territorio basado en la sobreexplotación. En efecto, la principal presión sobre los ecosistemas acuáticos continentales se ha producido a través de la intensificación de los usos del suelo: aumento de la agricultura de regadío que requiere grandes cantidades de agua, aumento de las minicentrales hidroeléctricas que obstaculizan y desconectan los cauces y alteran la morfología de las lagunas de alta montaña, aumento del suelo urbanizado en las llanuras aluviales que impermeabiliza y desconecta los flujos de agua, aumento de fertilizantes y fitosanitarios aplicados a los cultivos, que incrementan los problemas de contaminación y eutrofización, aumento del control del agua en balsas y pequeñas presas, que capitalizan el agua que debería circular por los ríos y arroyos, etc. (EME, 2011).

Aún hoy día, la gestión del agua está basada en “solucionar” aspectos parciales o impactos concretos a los que están sometidos los ecosistemas acuáticos continentales. Por ejemplo, el problema de la

contaminación difusa no se soluciona colocando drenajes en torno a ríos, lagos o humedales para cortocircuitar las entradas por escorrentía o vía subsuperficial, se trata de aplicar medidas de control de uso de fertilizantes en los cultivos. Las políticas sectoriales no ayudan a la consecución de los objetivos de la DMA. Es incompatible desarrollar los objetivos de la DMA en lo relacionado con la conservación de ríos y riberas y poner en marcha el Plan de Energías Renovables en España (PER-2005-2010), que contempla la construcción de gran cantidad de minicentrales en pequeños ríos de las cabeceras de las cuencas mejor conservadas de España. Resulta igualmente muy difícil compaginar las previsiones del Plan Nacional de Regadíos-2008 y el Plan de Choque de Modernización de Regadíos-2010, con el ahorro de agua para restituir los flujos naturales o con aumentar la calidad de agua disminuyendo la contaminación difusa.

Para conseguir recuperar la funcionalidad de los ecosistemas acuáticos es necesario un cambio conceptual profundo entre quienes desarrollan las políticas y quienes toman las decisiones. Las confederaciones hidrográficas y organismos de cuenca no pueden ser únicamente servidores del agua que demanda cada sector económico o social porque “nunca se tiene suficiente”. Este modelo de respuesta ha llevado a la situación actual de degradación de los ecosistemas acuáticos españoles. La gestión del agua, hoy más que nunca, hay que enmarcarla en el contexto de un mundo cambiante (Montes, 2007), tanto por la cantidad e intensidad de las actividades humanas que se desarrollan dependiendo de ella, como por las incertidumbres que genera el cambio global.

4.3.2. Sostenibilidad geomorfológica: el espacio de movilidad fluvial

Para la correcta circulación del agua y los sedimentos desde cualquier rincón del continente hasta los océanos, el sistema geomorfológico fluvial necesita libertad y continuidad a lo largo de toda su red de cauces. Para disponer de libertad y continuidad longitudinal no puede contar con barreras transversales (presas) y para disponer de libertad y continuidad lateral o transversal no puede contar con defensas de margen, sino que debe disponer de todo el espacio fluvial posible. En consecuencia, para lograr sostenibilidad geomorfológica hay dos actuaciones básicas en gestión y restauración fluvial: derribar todas las presas posibles y devolver al río todo el espacio lateral posible.

En relación a la eliminación de presas y demás obstáculos transversales, es una tarea en la que se ha avanzado en las dos últimas décadas en diferentes cuencas hidrográficas españolas, siempre sobre pequeños obstáculos de concesiones caducadas, pero aún no alcanza el centenar el número de obstáculos eliminados, lo cual no supone ni siquiera el 1% de las barreras que perviven impidiendo el correcto funcionamiento geomorfológico fluvial. En 2012 se incorporó un artículo 126 bis al reglamento del dominio público hidráulico (RD 1290/2012) en el que se indica que los organismos de cuenca promoverán la eliminación de infraestructuras que, dentro de dicho dominio, se encuentren abandonadas.

Por lo que respecta al espacio del río, modelado a lo largo de la historia por el sistema fluvial con su propia dinámica hidrogeomorfológica y crecientemente ocupado por el hombre, es evidente que su recuperación o devolución al río es un muy difícil reto por su valor socioeconómico. Ahora bien, desde numerosos ámbitos científicos y a escala internacional se ha convertido en una demanda imparable en las dos últimas décadas (Dister *et al.*, 1990; Piégay *et al.*, 1996, 2005; Malavoi *et al.*, 1998, 2002; Ureña y Ollero, 2000; Rohde *et al.*, 2004, 2006; Ollero y Elso, 2007), existiendo iniciativas en todos los países. El espacio de movilidad fluvial, o territorio fluvial, tal como se definió en la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos (Ollero, coord., 2007) es una banda geomorfológicamente activa (con libertad en los procesos de erosión, transporte y sedimentación), ancha, continua, inundable, erosionable, no defendida y no urbanizable, un espacio que permite no solo conservar o recuperar la dinámica hidrogeomorfológica, sino también obtener corredores ribereños continuos para garantizar la función ecológica, bioclimática y paisajística del sistema fluvial, para cumplir con el buen estado ecológico, para laminar de forma natural las avenidas y para resolver problemas de ordenación de áreas inundables.

En España se ha planteado en diferentes proyectos (por ejemplo, figura V.7), pero se ha hecho efectiva en pocos casos y solo en pequeñas superficies donde localmente se han eliminado encauzamientos y diques (Ollero *et al.*, 2009). Pero como concepto ha iluminado algunos avances como las modificaciones del reglamento del dominio público hidráulico, en las que se han incluido criterios geomorfológicos para la delimitación espacial de dicho dominio.

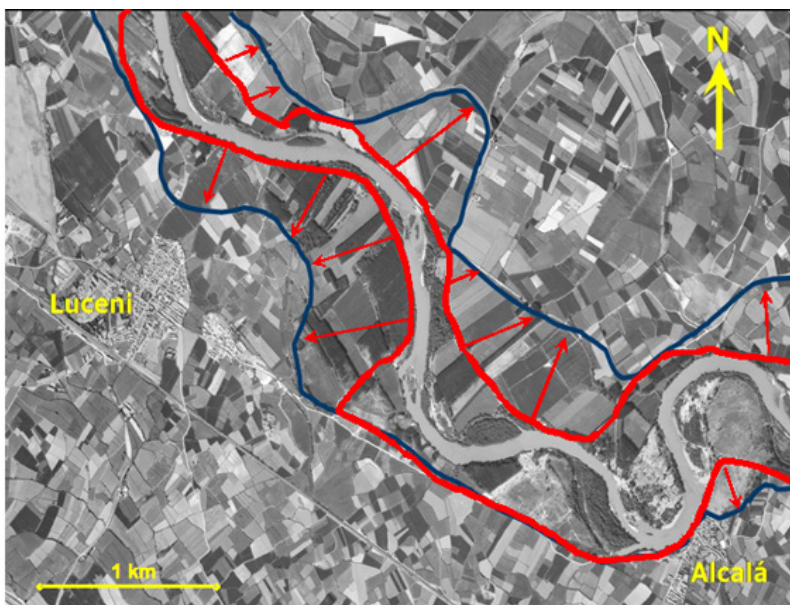


Figura V.7. Ejemplo de delimitación del espacio de movilidad o territorio fluvial en el curso medio del Ebro: en rojo defensas actuales, en azul límite propuesto para el territorio fluvial en el Plan Medioambiental del Ebro promovido en 2005 por el Gobierno de Aragón.

4.4. La gestión del sistema costero

Desde 1995 la preocupación por el estado de las costas europeas ha dado origen a diversas iniciativas de la UE basadas en el concepto de una Gestión Integrada de las Zonas Costeras (GIZC). La GIZC intenta equilibrar las necesidades de desarrollo en las zonas costeras con la protección de los recursos que sostienen la economía de las mismas. La combinación de las directrices de la DMA con las recomendaciones de la GIZC permite acoplar la gestión de las zonas costeras con las cuencas fluviales. Ello genera una visión de continuo entre la tierra firme y el mar que ofrece una base sólida para construir una política ambiental global (Meiner, 2006b). En julio de 2008 se aprobó (UE, 2008) la Directiva de Estrategia marina (DEM). Se trata de una estrate-

gia temática sobre la protección y la conservación del medio ambiente propiamente marino, que con la misma filosofía que la DMA y, de hecho, basada en ella, también aborda el problema de las zonas costeras al promover un enfoque de gestión basado en la integridad del ecosistema marino. En septiembre de 2007 el Ministerio de Medio Ambiente español presentó una Estrategia para la Sostenibilidad de la Costa (MMA, 2007) que planteaba los problemas, retos, desafíos y soluciones para tratar de minimizar los efectos del cambio climático y la amenaza urbanística, frenando la ocupación masiva de la franja costera y recuperando su funcionalidad física y natural. En el documento se daban cifras alarmantes sobre el estado de los sistemas costeros en España, en general, y en la costa mediterránea española en particular. El documento urgía la necesidad de cambiar el modelo de gestión de la costa, es decir, realizar una auténtica Gestión Integrada de las Zonas Costeras (sic). Parece evidente que esta gestión debería haberse realizado de acuerdo, entre otras cosas, con las directrices de la DMA pues su aplicación a las aguas costeras y de transición es la primera iniciativa que se lleva a cabo en el dominio costero y marítimo con el nuevo enfoque ecosistémico de gestión medioambiental. Es por ello que todo el proceso debería estarse realizando de forma seria y eficiente. La realidad, no obstante deja bastante que desear y, por ejemplo, el citado documento de Estrategia quedó debidamente archivado, sin que haya tenido ningún impacto en la gestión costera.

4.4.1. Relaciones con las otras masas de agua definidas en la DMA

Entre las aguas costeras y de transición, y el resto de masas de agua contempladas en la DMA existe un primer problema relacionado con los respectivos niveles de conocimiento entre unas y otras aguas que se traduce en una muy desigual dedicación y asignación de recursos. Esta desigualdad se explica, por lo menos hasta cierto punto, por el hecho de que la especie humana es de hábitat terrestre y desde el punto de vista humano, por lo menos la parte sumergida del sistema costero permanece oculta a nuestra percepción sensorial. En este aspecto basta ver una fotografía aérea (figura V.8) para darse cuenta que la superficie terrestre muestra una gran complejidad, mientras que la superficie del mar aparece como si fuese homogénea. Más aún, si nos sumergimos dentro del mar, sólo podremos percibir aquello que se

encuentre a menos de 10 ó 20 m de distancia según la transparencia del agua, mientras que estando fuera podemos captar todo un paisaje con un alcance de kilómetros. Ello es debido a que el agua absorbe la luz y nuestros sentidos están adaptados a un medio, el aire, que la deja pasar. El “paisaje” que somos capaces de ver en el mar es parecido al que veríamos en tierra en un día de niebla espesa. Por ello, para hacerse una idea del aspecto que tendría un paisaje en perspectiva, en el que se apreciara el relieve, se utilizan métodos acústicos (sónar) ya que el sonido sí se transmite bien en el medio acuático.



Figura V.8. Foto aérea (Google Earth) de una zona costera cercana a Barcelona. Obsérvese la variedad de elementos que aparecen a lo largo de una milla náutica en tierra y la homogeneidad que presenta la superficie del mar en esa misma distancia.

Estas diferencias hacen que el conocimiento del medio marino sea muy inferior al del medio terrestre. Se comenta que se dispone de mayor información de galaxias lejanas que del fondo de los océanos y, ciertamente, no sólo es un problema de visión, sino también de muestreo y de técnicas de observación. Esta desigualdad de conocimientos se pone en evidencia en un artículo de Borja et al. (2005) donde muestra que el número de trabajos científicos publicados entre 1998 y 2004 referentes a aguas continentales y marítimas están en una proporción de 8 a 1. Ello hace que, a pesar del trato de igualdad que merecen dentro de la Directiva, las aguas costeras y de transición sean de hecho el “pariente pobre” de las masas de agua y que, a menudo, se tienda a verlas bajo una óptica muy “terrestre”. Y no sólo afecta el tratamiento que reciben, sino que introduce complicaciones en temas de clasificación. Por ejemplo, diferenciar lo que es propiamente río de lo que constituyen aguas de transición dentro de un estuario resulta a menudo difícil, a pesar de los criterios expuestos en la DMA. Lo mismo sucede con ciertas lagunas costeras, que entran o no dentro de la categoría de aguas de transición, aunque sus ecosistemas no difieran esencialmente de los de las zonas húmedas. Tampoco es fácil distinguir entre aguas costeras o de transición dentro de la pluma de un río en el mar. En este último punto, además, la DMA permite cualquiera de entre ambas caracterizaciones, pues las aguas de transición se alimentan en parte de ríos, aguas de escorrentía, aguas subterráneas y humedales no endorreicos. Todo ello supone que cualquier modificación que se ejerza sobre las masas de agua anteriores puede tener impacto en el estado de las aguas de transición, independientemente del tratamiento que merezcan en las evaluaciones. Por lo que respecta a las aguas costeras, la situación es parecida: modificaciones en los aportes fluviales, o incluso sobre aguas subterráneas, pueden tener un impacto directo sobre las aguas costeras, pues el ecosistema marino costero está adaptado y se nutre de los aportes, fijos o periódicos, que recibe del río. Estas consideraciones deberían suponer el destierro definitivo de la desafortunada expresión “el agua del río que se pierde en el mar” que todavía está en boca de muchos, incluyendo muy especialmente, aquellos que tienen cargos importantes de gestión.

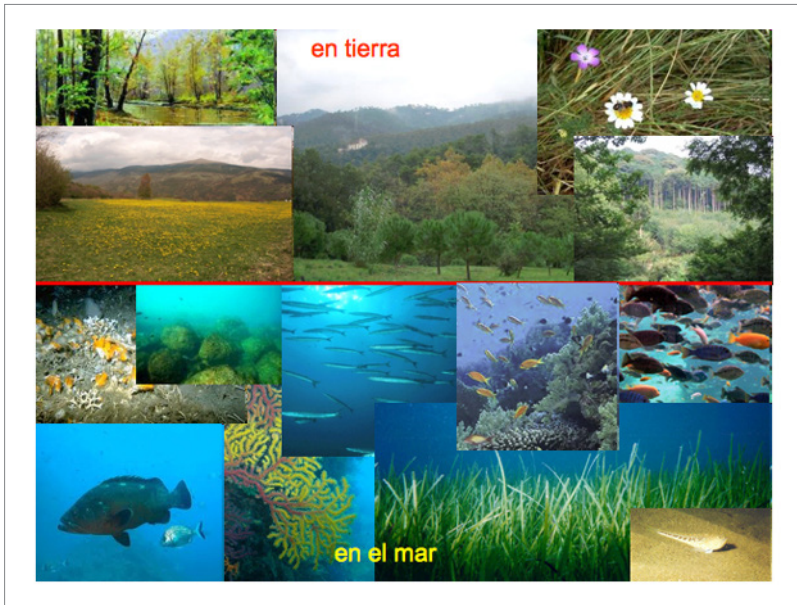


Figura V.9. Comparación de paisajes terrestres (arriba) y dentro del mar (abajo).

4.4.2. Aspectos no incluidos en la DMA y su problemática

A pesar de la novedad en el tratamiento de las aguas costeras y de transición dentro de una directiva dedicada a las aguas, aspectos como la explotación pesquera, el marisqueo o la acuicultura se contemplan de modo muy marginal. Otros aspectos ligados a la explotación del sistema costero sólo se consideran parcialmente cuando no inciden directamente sobre la calidad de las aguas. Así, por ejemplo, la construcción de un paseo marítimo que no suponga ninguna intervención en el mar por debajo de la línea de marea máxima, no se contemplará como una modificación, sino acaso como una presión sobre la masa de agua costera. Sin embargo, lo más probable es que esta construcción suponga la eliminación de la vegetación natural de la zona de playa, poner en peligro la estabilidad de ésta y, en consecuencia, modificar las características de la masa de agua costera.

Otras problemáticas no directamente asociadas con la DMA son los efectos del cambio climático o la contaminación proveniente de mar abierto. No obstante, la información recogida por las demarcaciones hidrográficas para aplicar la DMA podría ser de gran utilidad para el futuro. En particular, la caracterización morfológica y fisicoquímica de las aguas costeras y de transición o el estado de los ecosistemas bentónicos nos pueden dar una idea de la vulnerabilidad de las diversas masas de agua frente a estas problemáticas. Se sabe, por ejemplo, que el reclutamiento de muchas especies de peces explotadas depende de la situación en que se encuentre el ecosistema costero de fondo (Biagi, 1998). O bien que una buena caracterización del litoral permite prever el riesgo de impacto por vertidos accidentales. Son simples ejemplos de la necesidad de aprovechar al máximo la información obtenida y, sobre todo, la que todavía queda por recoger en la aplicación de la DMA.

4.4.3. Problemas competenciales que afectan la gestión del sistema costero

La gestión de los sistemas costeros en España recae sobre diversas administraciones que a menudo se rigen por legislaciones diferentes (cuadroV.4). Esta diversidad de organismos con competencias en el mismo medio puede comportar fácilmente problemas de coordinación, ejecución de medidas o, como mínimo, un exceso de burocracia.

	Nacionales	Comunidades Autónomas	Municipales
Zona Marítimo - Costera	<ul style="list-style-type: none"> - Dominio Público - delimitación; protección y gestión (concesiones,...) - Estudios, Proyectos, obras - Protección, restauración, y defensa de la costa: - Protección y Restauración del medio ambiente en DPM-T - Planificación de acceso (senderos, caminos litorales,...) - Convenios Internacionales 	<ul style="list-style-type: none"> - Planeamiento y O.T. - Vertidos Tierra-mar, maricultura - Instalaciones - Designación áreas protegidas marítimo-terrestres. 	<ul style="list-style-type: none"> - Urbanismo - Uso de playas (servicios de temporada, limpieza, servicios asistenciales) - formar de las previsiones adoptadas en el planeamiento urbanístico relativas a la Ley de Costas
Agua y pesca	<ul style="list-style-type: none"> - Planificación y gestión del agua y las infraestructuras hidráulicas en Cuencas Intercomunitarias - Pesca en aguas territoriales (no interiores) 	<ul style="list-style-type: none"> - Calidad de los vertidos al mar. - Monitorización sobre la calidad del agua (Aguas de baño y vida de los peces y moluscos en A.C.) - Acuicultura - Pesca en aguas interiores - Marisqueo en aguas territoriales 	<ul style="list-style-type: none"> - Infraestructuras
Biodiversidad	<ul style="list-style-type: none"> - Marco legal básico - Coordinación y promoción de Políticas de protección. - Convenios Internacionales 	<ul style="list-style-type: none"> - Designación y Gestión de áreas protegidas y desarrollo de medidas legales 	
Navegación	<ul style="list-style-type: none"> - Puertos de Interés General - Navegación y Marina Mercante 	<ul style="list-style-type: none"> - Puertos Autonómicos, Puertos pesqueros, marinas, 	

Cuadro V.4. Esquema de competencias en España. Fuente: Cachón, 2006.

En la DMA la asociación de las aguas costeras con las demarcaciones hidrográficas establecidas está justificada por la influencia de las aguas continentales que reciben. Pero, mientras que en el continente la demarcación hidrográfica es fijada de manera inequívoca por la orografía, no es así al entrar en las aguas costeras. La influencia de un río importante en las aguas costeras va generalmente mucho más allá del tramo de territorio de su cuenca que linda con el mar. De hecho, en la DMA está contemplado que las aguas asociadas a las plumas de los principales ríos se puedan incluir como aguas de transición, aunque ciertamente puede resultar complicado ya que las plumas de los grandes ríos pueden alcanzar distancias muy superiores a las que corresponden a la DMA. En España, sin embargo, según se señala en ACA (2005), se ha acordado que no habría ninguna agua marina catalogada como agua de transición, incluidas las aguas marinas correspondientes a las desembocaduras de los principales ríos. Este acuerdo, probable consecuencia de conflictos competenciales, fue consensuado entre todas las administraciones autonómicas y el ministerio, y ha dado lugar a una nueva tipología de agua marina con influencia fluvial.

Otro problema relacionado con la distribución territorial está ligado a las fronteras de los estados. En España peninsular hay tres desembocaduras de río por las que pasan fronteras: el Bidasoa, el Miño y el Guadiana. Se trata de cuencas compartidas con otro estado, por lo que dependen de demarcaciones distintas mientras no se establezcan cuencas internacionales en el futuro. Según la DMA, en los estuarios las aguas de transición se reparten entre los estados según sus límites territoriales, de la misma forma que las aguas continentales. Dentro ya del territorio peninsular español se reproduce, en cierto modo, la circunstancia de las cuencas compartidas, pero en este caso sólo aquellas que están totalmente integradas dentro de una comunidad autónoma tienen demarcación propia. El resto se acomoda a los organismos de cuenca intercomunitarios. No obstante, las competencias de las administraciones autonómicas sobre muchos aspectos de la gestión de las aguas costeras están por encima de las que corresponden a las confederaciones hidrográficas y a veces se dan casos curiosos como el del Bidasoa, cuya parte española de las aguas de transición en su estuario depende de la demarcación de las Cuencas Internas del País Vasco, mientras que la cuenca del río depende de la Demarcación del Norte

al ser intercomunitario. La DMA propone unas directrices generales pero no interviene en cuestiones internas de cada miembro de la UE en el sentido de fijar los límites entre demarcaciones situadas en el interior de los estados, por lo que los problemas de competencias entre administraciones sobre las aguas costeras y de transición dependerán únicamente de cómo se planteen dentro de España.

4.4.4. Relación con las aguas marinas

Si ya resulta difícil establecer límites entre cuencas o demarcaciones en el ámbito de las aguas costeras, estos límites resultan todavía más artificiales entre las aguas costeras y las de mar abierto. A pesar de la importancia de la influencia continental en las aguas costeras, éstas también están muy afectadas por las aguas de mar abierto. Esta influencia se manifiesta muy claramente en temas de contaminación costera “de origen marino” que se produce como consecuencia de vertidos accidentales (o no), como el tristemente célebre caso del Prestige en las costas del Norte. Como el mar no tiene una orografía que confine sus masas de agua, se nos presenta un nuevo problema de límites, pues la circulación de las aguas depende de factores diversos, con diversas escalas espaciales que varían en el tiempo, siguiendo ciclos o tendencias a largo plazo. Algunos ejemplos de este tipo de situaciones los podemos encontrar en la costa gallega o en el estrecho de Gibraltar. La circulación marina en el oeste de Galicia desde primavera hasta finales de verano es hacia el sur, mientras que en el resto del año la corriente se invierte. En la primera situación se produce un fenómeno llamado afloramiento costero que conlleva un aumento considerable de nutrientes en superficie y es el principal responsable de la elevada producción pesquera y marisquera de la zona (Fraga, 1981). Esta situación, que poco o nada tiene que ver con las aguas continentales, conlleva que las características de la masa de agua costera, en el sentido de la DMA, resulten totalmente dependientes de este fenómeno. En el caso del estrecho de Gibraltar, las aguas costeras de toda la zona que se extiende desde punta Tarifa hasta más allá de punta Europa son aguas que provienen de mar abierto, del oeste, y fluyen hacia el Mediterráneo en superficie (Millot, 1999). En esta situación, las condiciones locales poco influyen en esta masa de agua y, por el contrario, el intenso tráfico marítimo del Estrecho sí que puede afectar a las aguas costeras.

A pesar de todo ello, los límites hacia mar abierto establecidos en la DMA están más relacionados con temas de navegación (cabotaje) o pesca, aunque ni una ni otra actividad sea objeto de tratamiento específico en la DMA. Parecería más coherente que los compromisos sobre la calidad de los ecosistemas marinos se hubieran extendido a toda la zona marina directamente receptora de la influencia terrestre. Es decir, hasta el límite de la plataforma continental o los 200 m de profundidad. En este sentido, las aguas objeto de regulación a través de la DMA sólo representan algo menos de un 20% de las aguas de las plataformas continentales de los países miembros de la UE. No deja pues de ser curioso que en temas de límites y fronteras predomine el criterio de “gabinete”, a pesar de que la DMA opta por criterios basados en el medio físico y los ecosistemas. La evidencia de que la DMA sólo cubre una pequeña parte de las aguas marinas comunitarias ha sido uno de los motivos para la nueva Directiva de estrategia marina, cuyos objetivos pueden considerarse una extensión de lo que propone la DMA para las aguas costeras. La Directiva de estrategia marina, pues, sigue el mismo enfoque y se plantea como fin último que las aguas marinas europeas alcancen el buen estado ecológico en 2021, del mismo modo que la DMA lo exige para las aguas sujetas a ella en 2015.

4.4.5. Discusión y perspectivas

La situación presentada en el terreno de las aguas costeras y de transición ha permitido observar que la dedicación a estas aguas es muy inferior a la que se ha empleado en las aguas continentales y, por supuesto, por debajo del requerido en la DMA. También se observa una falta de coordinación entre las diversas demarcaciones y administraciones involucradas en la aplicación de la DMA en aguas costeras y de transición. El tratamiento entre demarcaciones es muy desigual y precisamente en estas aguas sin fronteras naturales definidas es donde más falta haría una coordinación efectiva. Ello no significa seguir un tratamiento uniforme, pero debería ser homogéneo entre zonas de la misma tipología, especialmente si éstas son contiguas. En este sentido se echan en falta acuerdos entre todas las demarcaciones mediterráneas, entre Cuencas Atlánticas de Andalucía, Guadiana y Guadalquivir, entre Miño-Limia y Galicia-Costa, y entre ésta, Norte y el País Vasco. Curiosamente los límites de éstas, llamémosle concentraciones

de demarcaciones, corresponden a entidades con características fisiográficas, oceanográficas y costeras muy definidas y de larga tradición geográfica en España: costas mediterráneas, costas del Golfo de Cádiz, costas atlánticas del Norte y costa cantábrica.

La aplicación de la DMA a las aguas costeras y de transición requeriría una estrecha colaboración entre las diversas administraciones con competencias en estas aguas, no sólo entre demarcaciones, sino también dentro de ellas. No es fácil encontrar publicaciones ni proyectos o estudios en común entre expertos de las diversas demarcaciones o administraciones. Aunque sin duda existen contactos para intercambiar metodologías, referencias o datos, habría que hacer un mayor esfuerzo para que las colaboraciones se generalizaran y se publicaran resultados. En este sentido, no deberían haberse desaprovechado oportunidades como la iniciativa de la Estrategia para la Sostenibilidad de la Costa, la GIZC, ni las diversas directivas sobre protección de espacios costeros, tanto españolas como de la UE, y muy especialmente la Directiva de estrategia marina, cuyo calendario ya está en marcha desde 2012. Todo esfuerzo de observación, evaluación y coordinación que se haga en cumplimiento de la DMA para aguas costeras y de transición permitirá disponer de información de base y poner a punto la metodología para abordar la nueva Directiva de estrategia marina. Es decir, en la medida en que las acciones para aplicar la DMA en aguas costeras se orienten hacia objetivos más generales, se avanzará paralelamente en la Directiva de estrategia marina y supondrá un mejor aprovechamiento de los recursos. Ello comporta, entre otras cosas, involucrar sectores como el transporte marítimo o la pesca dentro del proceso de implementación de la DMA.

Tampoco debería perderse de vista la situación planteada por el cambio climático. Según Abanades *et al.* (2007) el impacto del cambio climático sobre la costa puede tener consecuencias de gran relevancia. Así, un aumento del nivel del mar puede producir inundación, erosión costera, aumento de la intrusión salina y pérdida de humedales costeros; una variación en el oleaje puede dar lugar a importantes cambios en los procesos de erosión costera, forma de las playas o pérdida de la funcionalidad y estabilidad de obras marítimas. Entre las acciones que propone el citado documento para hacer frente al cambio climático se destacan la evaluación detallada de la vulnerabilidad de las zonas

costeras, las estrategias de retroceso, de adaptación y protección. Ello significa que deberá plantearse el abandono de áreas altamente vulnerables y reforzar la conservación del ecosistema costero en consonancia con una ocupación y uso racional de las áreas vulnerables, y su defensa deberá estar basada en unas infraestructuras respetuosas con el medio. En cualquier caso, recalca el documento, aplicar una gestión integrada de la zona costera que incluya de forma explícita el cambio climático es la mejor estrategia para hacerle frente. Otro aspecto citado en el informe hace referencia a cambios en patrones de circulación marina, aumento de temperaturas del mar, eutrofización en algunos puntos y pérdida de productividad en otros. El efecto de estos cambios puede ser significativo en las poblaciones marinas, pelágicas y bentónicas. En este aspecto ya se han señalado claros indicios de invasiones de especies termófilas en las costas españolas (e.g. Martín y Sabatés, 2004) que, junto a la sobreexplotación de las especies tradicionales, pueden hacer peligrar la existencia de éstas. Procesos de eutrofización o aumento de la estabilidad en la columna de agua pueden aumentar las proliferaciones de algas tóxicas o crear zonas de anoxia en aguas poco profundas y de transición por intrusión de la cuña salina (Gentien et al., 2005; Ibáñez *et al.*, 1997), que a su vez puede poner en serio riesgo las explotaciones marisqueras o de acuicultura en zonas como Galicia, Cádiz o el delta del Ebro. Los análisis de riesgo para aplicar la DMA, realizados o en curso, no están directamente encaminados a evaluar estos tipos de presiones a largo plazo ni su impacto. Ahora bien, los resultados de las caracterizaciones y análisis sí pueden ser de gran utilidad para hacer frente a la problemática expuesta. Es por ello que, una vez más, ir a fondo en la aplicación de la DMA resultará un buen instrumento para enfrentarse a estos retos.

Queda claro, pues, que dentro de los esfuerzos de coordinación ya mencionados, hay que plantear las acciones sobre el sistema costero de forma integrada. En particular, es muy importante considerar los impactos “más que probables” como consecuencia de procesos de ocupación, cambios de uso del suelo y modificación del litoral, incluso fuera del alcance de las aguas marinas o de transición. En este terreno, por ejemplo no está nada claro que las lagunas litorales sean tratadas como lagos o humedales, tal como se hace en la mayoría de las demarcaciones, aún siendo aguas de transición. A nuestro entender forman

una parte importante del sistema costero, y, aunque sus ecosistemas tengan aspectos en común con los humedales interiores, deberían tener sus propias referencias como aguas de transición. Es fundamental que toda la información que proceda de estudios encaminados a la aplicación de la DMA en aguas costeras y de transición se integre en la gestión de las zonas costeras. Al fin y al cabo, el objetivo es el mismo: una gestión sostenible de un medio ambiente sujeto a multitud de presiones, que provienen de ámbitos muy diversos y responden a intereses muy variados. La correcta aplicación de la DMA no va a solucionar todos los problemas que puedan afectar a este medio, pero si se consigue identificar parte de ellos, coordinar la recogida de datos, las evaluaciones y estudios, y la gestión de estos problemas, se habrá dado un paso adelante de gran trascendencia. El cumplimiento obligado de esta Directiva constituye en sí mismo una oportunidad que a la larga puede simplificar la resolución de otras problemáticas ligadas al medio costero y marino en general.

Hay que asumir definitivamente que el futuro va en esta línea pero, a pesar de los requerimientos fijados por la DMA en términos de participación ciudadana, hay que lamentar una falta de publicidad en todo el proceso de aplicación de la DMA. La sociedad en general casi desconoce la existencia de la DMA y dentro de la minoría que ha oído hablar de ella, muy pocos conocen que también incluye las aguas costeras y de transición, puesto que todavía prevalece la sensación de que cuando se habla de los “problemas del agua” sólo es en relación con la que tiene un uso directo ya sea para beber, regar o lavar.

5. Conclusión final

La DMA es, a día de hoy, la norma legislativa más ambiciosa de cuantas se han elaborado para la gestión sostenible de los ecosistemas acuáticos. Se basa en los principios fundamentales de la ecología acuática, que reconoce la unidad del ciclo hidrológico y a las cuencas hidrográficas como las unidades territoriales de gestión del agua. Mantener el buen funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y sus cuencas de drenaje es la garantía para que proporcionen el agua necesaria para vivir, para disfrutar y para mantener las actividades humanas. Pero el buen funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, incluyendo los

ecosistemas de ribera y los costeros y estuáricos, solo se consigue si disminuyen las presiones e impactos sobre ellos, si se restauran las condiciones morfológicas naturales de cauces cubetas, orillas y línea de costa, y si se restablecen los flujos de agua. Indudablemente esto tropieza con muchas políticas sectoriales que consideran el agua exclusivamente como un recurso explotable y olvidan que el agua forma parte de los ecosistemas acuáticos y que se genera en las cuencas hidrográficas a través del ciclo del agua. Este es el principal motivo que ha empujado a la Unión Europea a desarrollar el “Blueprint” (European Commission, 2012), cuyo objetivo principal es generar las bases para establecer la coordinación entre políticas sectoriales (p.e. políticas agrarias, ambientales, sobre cambio climático, etc.) con objeto de conseguir la protección de los ecosistemas acuáticos europeos.

En la gestión sostenible de los ecosistemas acuáticos continentales y costeros y de transición existen todavía múltiples deficiencias. La correcta aplicación de la Directiva marco del agua no debe considerarse el final del camino, sino un paso intermedio, ya que dicha Directiva se muestra insuficiente para solucionar los muchos problemas de estos sistemas naturales. Presiones e impactos siguen en aumento, por lo que se requiere una gestión sostenible en progresión, que avance de forma continua hacia el futuro y no se conforme con los planteamientos de la DMA en el año 2000.

Bibliografía

Abanades, J.C, J.M. Cuadrat, M. de Castro, F. Fernández, C. Gallastegui, L. Garrote, L.M. Jiménez, R. Julià, I.J. Losada, A. Monzón, J.M. Moreno, J.I. Pérez, V. Ruiz, M.J. Sanz y R. Vallejo (2007). *El Cambio Climático en España. Estado de situación*. Documento resumen elaborado para la Presidencia del Gobierno. Noviembre 2007.

<http://www.oei.es/decada/20071127PDF.pdf>

ACA (2005). *Caracterització de masses d'aigua i anàlisi del risc d'incompliment dels objectius de la Directiva Marc de l'Aigua (2000/60/CE) a Catalunya (conques intra i intercomunitàries) Document de síntesi*. Agència Catalana de l'Aigua, Barcelona.

https://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/directiva_marc/sintesi.pdf

Acreman, M.,M.J. Dunbar. (2004). *Defining environmental river flow requirements – a review*. Hydrology and Earth System Sciences, 8(5): 861-876.

Álvarez Cobelas, M.; J. Catalán, D. García de Jalón. (2005). *Impactos sobre los ecosistemas acuáticos continentales*. En: Moreno, J.M. (coord.): Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de España, Madrid.

Amoros, C.; Petts, G.E. (Eds., 1993): *Hydrosystèmes fluviaux*. Masson, Paris.

Arthington, A.H., Bunn, S.E., Poff, N.L., Naiman, R.J. (2006). *The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems*. Ecological Applications, 16:1311–1318. Biagi, F., S. Gambaccini, M. Zazzetta (1998). Settlement and recruitment in fishes: The role of coastal areas, Italian Journal of Zoology, 65,S1: 269-274.

Borja, A. (2005). The European water framework directive: A challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Continental Shelf Research*, 25: 1768-1783.

Brown C., E. Corcoran, P. Herkenrath & J. Thonell (2006) Marine and Coastal Ecosystems and Human Well-Being. A synthesis report. *Millennium Ecosystem Assessment*. UNEP. Nairobi. 64 p.

http://www.unep.org/pdf/Completev6_LR.pdf

Cachón, J. (2006). *El análisis del artículo 5 en las Aguas Costeras y de Transición*. Presentación en La aplicación de la Directiva Marco del Agua. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Madrid, 26-28 de Abril de 2006. http://www.ciccp.es/biblio_digital/directiva-marcoagua/jueves/Javier_Cachon.zip

Camacho, A. (2008). *La gestión de los humedales en la política de aguas en España*. Fundación Nueva Cultura del Agua. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas. 36 pp.

Carreño, M.F.; J. Martínez Fernández; M.R. Vidal-Abarca; M.L. Suárez. (2008). *Indicadores bibliográficos para la valoración de las metodologías de determinación de los caudales ambientales*. VI Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión de Aguas: Los nuevos planes de gestión de cuenca. Una oportunidad para la recuperación de los ciclos del agua. 4-7 Diciembre 2008. Vitoria (España). 13 pp.

- Carter, R.W.G. (1988). *Coastal Environments*. Academic Press. London.
- Casado, S. y C. Montes. (1995). *Guía de los lagos y humedales de España*. J.M. Reyero Editor. Madrid.
- Charlton, R. (2007). *Fundamentals of Fluvial Geomorphology*. Routledge, 234 p., Abingdon, 2nd ed.
- CHE (2007). *Estudio general de la Demarcación Hidrográfica del Ebro*. Confederación Hidrográfica del Ebro. Zaragoza, junio de 2007.
- Costanza R., R. d'Arge, R de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruleo, R.G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt (1997). *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. Nature, 387, 253-260
- Dister, E.; Gomer, D.; Orbdlik, P.; Petermann, P. y Schneider, E. (1990). *Water management and ecological perspectives of the Upper Rhine's floodplains*. Regulated Rivers Research and Management, 5(1): 1-15
- Dodds, W.K. (2002). *Freshwater Ecology. Concepts and environmental applications*. Academic Press. San Diego.
- Downs, P.W.; Gregory, K.J. (2004). *River channel management. Towards sustainable catchment hydrosystems*. Arnold, 395 p., London.
- EEA (2010). *The European Environment. State and outlook 2010. Water Resources: Quantity and flows*. European Environmental Agency. 36 pp.
- EME (2005). *Los ecosistemas y el bienestar humano: humedales y agua*. Informe de síntesis. 68 pp.
- EME (2011). *Ecosistemas y biodiversidad para el bienestar humano. Evaluación de los ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados*. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. (<http://www.ecomilenio.es/informe-sintesis-eme/2321>).
- European Commission (2012). *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources*. COM (2012) 673 final. Brussels, 14 October 2012. 24 pp.
- Feio, M.J., F.C. Aguiar, S.F.P. Almeida, J. Ferreira, M.T. Ferreira, C. Elias, S.R.Q. Serra, A. Buffagni, J. Cambra, C. Chauvin, F. Delmas, G. Dör-

flinger, S. Erba, N. Flor, M. Ferréol, M. Germ, L. Mancini, P. Manolaki, S. Marcheggiani, M.R. Minciardi, A. Munné, E. Papastergiadou, N. Prat, C. Puccinelli, J. Rosebery, S. Sabater, S. Ciadamidaro, E. Tornés, I. Tziortzis, G. Urbani, C. Vieira. (2014). *Least Disturbed Condition for European Mediterranean rivers*. Science of the Total Environment, 476–477: 745–756

Fernández Yuste, J.A., Martínez Santa-María, C., Magdaleno, F. (2012). *Application of hydrologic alterations in the designation of heavily modified water bodies in Spain*. Environmental Science & Policy, 16: 31–43

Fraga, F. (1981). *Upwelling of the Galician coast, Northwest Spain*. In: R. A. Richards, Editor, Coastal Upwelling. Coastal and Estuarine Sciences, AGU, Washington: 176–182

García de Jalón, D., R. Sánchez Navarro, J. Serrano (coords., 2007). *Alteración de los regímenes de caudales de los ríos. Estrategia Nacional de Restauración de río*. Ministerio de Medio Ambiente. 66 pp.

Gasith A., V.H. Resh. (1999). *Streams in Mediterranean climate region: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events*. Annual Review of Ecology and Systematics, 30: 51–81

Gentien, P., Donaghay, P., Yamasaki, H., Raine, R., Reguera, B., Osborn, T. (2005). *Harmful Algal Blooms in stratified environments*. Oceanography 18(2): 152–163

Gómez, R., I. Hurtado, M.L., Suárez, M.R., Vidal-Abarca (2005). *Ramblas in Southeast Spain: threatened and valuable ecosystems*. Aquatic Conservation. Marine and Freshwater Ecosystems, 15: 387–402.

González del Tánago, M., D.García de Jalón. (2007). *Restauración de ríos. Guía metodológica para la elaboración de proyectos*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

González, J.M., R. Segura, J. Sánchez. (2009). *Situación actual de las balsas y los pequeños embalses en España*. Asoc. Técnica Española de Balsas y Pequeñas Presas. (<http://www.google.es/url?sa=t&rct=j&q=balsas%20de%20oriego%20en%20espa%C3%93>).

Hering, D, A. Borja, J. Carstensen, L. Carvalho, M.Elliott, C.K. Feld, A.S. Heiskanen, R.K. Johnson, J. Moe, D. Pont, A. Lyche Solheim, W.

van de Bund. (2010). *The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future*. Science of the Total Environment, 408: 4007-4019

Hernández-Mora, N., G. Ferrer, A. La Calle, F. La Roca, L. del Moral, N. Prat. (2010). *La planificación hidrológica y la Directiva Marco del Agua en España: Estado de la Cuestión*. Observatorio del Agua de la Fundación Marcelino Botín -Ciclo de Seminarios: Los nuevos planes de gestión de cuenca según la Directiva Marco del Agua. 24 pp.

Ibáñez C. , D. Pont & N. Prat (1997). *Characterization of the Ebre and Rhone estuaries: a basis for defining and classifying salt-wedge estuaries*. Limnology and Oceanography, 42, 89-101

Jones, J.B., P.J. Mulholland (eds., 2000). *Streams and groundwaters*. Academic Press, London.

Junta de Andalucía. (2002). *Plan Andaluz de Humedales*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. (http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal_web/servicios_generales/doc_tecnicos/2004/plan_humedales/plan_humedales.pdf).

Kleinhans, M.G. (2010). *Sorting out river channel patterns*. Progress in Physical Geography, 34(3): 287-326

Kooi, H. & J.J. de Vries (1998). *Land subsidence and hydrodynamic compaction of sedimentary basins*. HESS, 2(2-3), 159-171

Lane, E.W. (1955). *Design of stable channels*. Transactions of the American Society of Civil Engineers, 120: 1234-1279

MA (Millenium Ecosystem Assessment)(2005). *Ecosystem and human well-being: Inland water systems*. World Resources Institute. Washington, DC.

Magdaleno, F. (2005). *Caudales ecológicos: conceptos, métodos e interpretaciones*. Monografía CEDEX M-82. Secretaría General Técnica, Ministerio de Fomento. 194 pp.

Magdaleno, F. (2009). *Manual técnico de cálculo de caudales ambientales*. Colegio de Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos. 240 pp.

Magdaleno, F. (2010). *¿Debe el agua de los ríos llegar al mar?. Orientaciones para una gestión medioambiental del agua en España*. Estudios de progreso. Fundación Alternativas, nº 52: 69 pp.

Malavoi, J.R.; Bravard, J.P. (2010). *Éléments d'hydromorphologie fluviale*. Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques, 224 p., Vincennes.

Malavoi, J.R.; Bravard, J.P.; Piégay, H.; Héroin, E. y Ramez, P. (1998). *Determination de l'espace de liberté des cours d'eau*. Lyon, SDAGE Rhône-Méditerranée-Corse.

Malavoi, J.R.; Gautier, J.N. y Bravard, J.P. (2002). *Free space for rivers: a geodynamical concept for a sustainable management of the watercourses*. In Bousmar, D. y Zech, Y. (Eds.) Proceedings of the International Conference on Fluvial Hydraulics River Flow 2002, Swets & Zeitlinger, Lisse, Nederland.

MARM (2009). *“Perfil ambiental España-2009”*.

Martín, P., A. Sabatés (2004). *Increasing abundance of the round sardinella, sardinella aurita, related to the warming trend in the NW Mediterranean*. Rapp. Comm. Int. Mer Medit., 37: 396

Martínez Santa-María, C. y Fernández Yuste, J.A. (2006). *Índices de alteración hidrológica en ecosistemas fluviales*. Monografía M-85 CEDEX. Secretaría General Técnica, Ministerio de Fomento. 178 p.

Martínez Santa-María, C. y Fernández Yuste, J.A. (2008). *Índices de alteración hidrológica en ríos – IAHRIS*. Manual de Referencia Metodológica. Universidad Politécnica de Madrid. 130 p.

Meiner, A. (2006a). *The continuous degradation of Europe's coasts threatens European living standards*. EEA Briefing, 3. European Environment Agency. http://www.eea.europa.eu/publications/briefing_2006_3

Meiner, A. (2006b). *The changing faces of Europe's coastal areas*. European Environment Agency Report, 6. http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2006_6

Millot C. (1999). *Circulation in the Western Mediterranean Sea*. Journal of Marine Systems, 20(1-4): 423-442.

MIMAM (1998). *Plan Estratégico Español para la Conservación y el Uso Racional de los Humedales, en el marco de los ecosistemas acuáticos de que dependen*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

MMA (2007). *Estrategia para la Sostenibilidad de la Costa. Documento de inicio*. Ministerio de Medio Ambiente. Septiembre 2007
http://campusdomar.es/observatorio/_documentos/ordenacion_del_litoral/documentacion/esttal/espana/dno4.pdf

Montes, C. (2007). *Hacia una hidrosolidaridad entre humanos y ecosistemas*. Compluta, 53: 99-107

Montgomery, D.R., J.M. Buffington. (1997). *Channel-reach morphology in mountain drainage basins*. Geological Society of America Bulletin, 109: 596-611

Música, M., M. Gutiérrez (2007). *La conservación de los ríos. Estrategia nacional de Restauración de ríos*. Ministerio de Medio Ambiente. Subdirección General de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico. Universidad Politécnica de Madrid. E.T.S. Ingenieros de Montes. 69 pp.

Munné, A., M. Bardina, C. Solà, N. Prat (2013). *El análisis de los planes de cuenca desde la perspectiva de su posible impacto en el estado ecológico de las masas de agua*. 115-122 pp. Libro de Actas. VIII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. Lisboa. Septiembre-2013.

Murray, N., K.G. Barthel, H. Barth & C. Fragakis (2001). *Introduction: European Land-Ocean Interaction Studies: the ELOISE thematic network*. Continental Shelf Research, 21, 1919-1923.

Naiman, R.J., H. Décamps, M.E. McClain. (2005). *Riparia. Ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press. Amsterdam.

Naiman, R.J., S.R. Elliott, J.M. Helfield, T.C. O’Keeffe. (2000). *Biophysical interactions and structure and dynamics ecosystems: the importance of biotic feedbacks*. Hydrobiologia, 410: 79-86.

Olden, J.D., N.L. Poff. (2003). *Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes*. River Research and Applications, 19: 101-121.

Ollero, A. (coord., 2007): *Alteraciones geomorfológicas en cauces; la restauración de sistemas fluviales afectados por canalizaciones y dragados*. Mesa de trabajo de la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos, Ministerio de Medio Ambiente.

Ollero, A. (2011a). *Los cauces fluviales como indicadores de cambio global: propuesta metodológica*. Zubía, monográfico 23: 189-202.

Ollero, A. (2011b). *Sobre el objeto y la viabilidad de la restauración ambiental*. Geographicalia, 59-60: 267-279.

Ollero, A. y Elso, J. (2007). *The need for a “fluvial territory” or “room for the river”: living with floods by acceptance of their functions*. In Baker, C. y van Eijk, P. (eds.) Sustainable flood management: obstacles, challenges and solutions, 59-63, Maastricht, Interreg IIIC Network FLAPP.

Ollero, A.; Ibisate, A. y Elso, J. (2009). *El territorio fluvial y sus dificultades de aplicación*. Geographicalia, 56: 37-62.

Ollero, A.; Ibisate, A.; Acín, V.; Díaz, E.; Granado, D.; Horacio, J. (2011). *Innovación y libertad fluvial*. Ponencia al VI Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua, Fundación Nueva Cultura del Agua, Talavera de la Reina.

Palmer, M., A.P. Covich, B.J. Finlay, J. Gibert, K.D. Hyde, R.K. Johnson, T. Kairesalo, S. Lake, et al., (1997). *Biodiversity and ecosystem processes in freshwater sediments*. *Ambio*, 26(8):571-577

Palomera I., M.P. Olivar, J. Salat, A. Sabatés, M. Coll, A. García, B. Morales-Nin (2007). *Small pelagic fish in the NW Mediterranean Sea: An ecological review*. *Progress in Oceanography*, 74, 377-396

Piégay, H.; Barge, O.; Bravard, J.P.; Landon, N. y Peiry, J.L. (1996). *Comment delimitar l'espace de liberté des rivières*. Congrès de la Société Hydrotechnique de France, 24èmes Journées de l'Hydraulique: l'eau, l'homme et la nature, 275-284, Paris, Société Hydrotechnique de France.

Piégay, H.; Darby, S.E.; Mosselman, E. y Surian, N. (2005). *A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor: a sustainable approach to managing bank erosion*. *River Research and Applications*, 21, 773-789

Poff, N.L., J.D. Allan, M.B. Bain, J.R. Karr, K.L. Prestegard, B. Richter, R. Sparks, J. Stromberg. (1997). *The natural flow regime: a new paradigm for riverine conservation and restoration*. *BioScience*47:769-784

Poff, N.L., Richter, B.D., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Naiman, R.J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B.P., Freeman, M.C., Henriksen, J., Jacobson, R.B., Kennen, J.G., Merritt, D.M., O'Keefe, J.H., Olden, J.D., Rogers, K., Tharme, R.E., Warner, A. (2010). *The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards*. *Freshwater Biology*, 55:147-170

Prat, N., L. Puértolas, M. Rieradevall. (2008). *Els espais fluvials: Manual de diagnosi ambiental*. Diputació de Barcelona. Àrea d'Espais Naturals. 117 pp.

Prat, N., A. Munné (2013). *Biomonitoreo de la calidad del agua en los ríos ibéricos: lecciones aprendidas*. *Limnética*, 33 (1): 47-64

Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J., Braun, D.P. (1996). *A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems*. *Conservation Biology*, 10(4): 1163-1174

Rohde, S.; Hostmann, M.; Peter, A. y Ewald, K.C. (2006). *Room for rivers: an integrative search strategy for floodplain restoration*. *Landscape and Urban Planning*, 78(1-2), 50-70

Rohde, S.; Schütz, M.; Kienast, F. y Englmaier, P. (2004). *River widening: an approach to restoring riparian habitats and plant species*. *River Research and Applications*. 21(10), 1075-1094

Salat, J., M.A. Garcia, A. Cruzado, A. Palanques, L. Arín, D. Gomis, J. Guillén, A. de León, J. Puigdefàbregas, J. Sospedra & Z.R. Velásquez (2002). *Seasonal changes of water mass structure and shelf slope exchanges at the Ebro shelf (NW Mediterranean)*. *Continental Shelf Research*, 22(2), 327-346

Sánchez Navarro, R., J. Martínez Fernández. (2008). *Los caudales ambientales: Diagnóstico y perspectivas*. Fundación Nueva Cultura del Agua. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas. 26 pp.

Sánchez, E., G. Míguez-Macho. (2010). *Proyecciones regionales de clima sobre la Península Ibérica: modelización de escenarios de cambio climático*. En: Pérez, F.F., R. Boscolo (Ed.). *Clima en España: Pasado, presente y futuro*. Informe Clivar.

Sánchez-Montoya, M.M., T. Puntí, M.L. Suarez, M.R. Vidal-Abarca, M. Rieradevall, J.M. Poquet, C. Zamora-Muñoz, S. Robles, M.A. Álvarez, J. Alba-Tercedor, M. Toro, A. Pujante, A. Munné y N. Prat, (2007). *Concordance between ecotypes and macroinvertebrate assemblages in Mediterranean streams*. *Freshwater Biology*, 52: 2240–2255.

Sánchez-Montoya, M.M., M.R. Vidal-Abarca, T. Puntí, J.M. Poquet, N. Prat, M. Rieradevall, J. Alba-Tercedor, C. Zamora-Muñoz, M. Toro, S. Robles, M. Álvarez M.L. Suárez. 2009. *Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams*. *Hydrobiologia*, 619: 39-54

Schumm, S.A. (1977). *The fluvial system*. Wiley, 338 p., New York.

Sear, D.A.; Newson, M.D. (2003). *Environmental change in river channels: a neglected element. Towards geomorphological typologies, standards and monitoring*. *Science of the Total Environment*, 310: 17-23

Tharme, R.E. (2003). *A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers*. *River Research and Applications*, 19: 397–441

Thorne, C.R. (1997). *Channel types and morphological classification*. In Thorne, C.R.; Hey, R.D.; Newson, M.D. (eds): *Applied fluvial geomorphology for river engineering and management*, 175-222, Wiley, Chichester.

Tockner, K.; Stanford, J.A. (2002). *Riverine flood plains: present state and future trends*. *Environmental Conservation*, 29: 308-330.

UE (2008) *Directiva 2008/56/CE* del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino DO L 164 de 25.06.2008: 19-40 <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:164:0019:0040:ES:PDF>

Ureña, J.M. y Ollero, A. (2000). *Criterios y propuestas para la ordenación de áreas fluviales*. Ciudad y territorio, Estudios Territoriales, XXXII(126), 689-710

Uys, M.C., J.H. O'Keeffe. (1997). *Simple words and fuzzy zones: Early directions for temporary river research in South Africa*. *Environmental Management*, 21: 517-531

Vidal-Abarca, M.R., R. Gómez, M.L. Suárez. (2004). *Los ríos de las regiones semiáridas*. Ecosistemas, 204/1. (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/041/revision4.htm/>).

Vidal-Abarca, M.R., M.L Suárez Alonso. (2013). *Which are, what is their status and what can we expect from ecosystem services provided by Spanish rivers and riparian areas?*. Biodiversity and Conservation, 22: 2469-2503. DOI 10.1007/s10531-013-0532-2

Vilá, M., F. Valladares, A. Traveset, L. Santamaria, P. Castro. (2008). *Invasiones biológicas*. CSIC. 216 pp.

Ward, J.V., J.A. Wiens. (2001). *Ecotones of riverine ecosystems: Role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation*. Ecohydrology and Hydrobiology, 1: 25-36

Wright L.D. (1977). *Sediment transport and deposition at river mouths: A synthesis*. Geological Society of America Bulletin, 88, 6, 857-868

Documentación y bibliografía complementaria

Almeida, S.F.P., C. Elias, J. Ferreira, E. Tornés, C. Puccinelli, F. Delmas, G. Dörflinger, G. Urbanic., S. Marcheggiani, J. Rosebery, L. Mancini, S. Sabater. (2014). *Water quality assessment of rivers using diatom metrics across Mediterranean Europe: A methods intercalibration exercise*. *Science of the Total Environment*, 476-477: 757-767

Feio, M.J., J. Ferreira, A. Buffagni, S. Erba, G. Dörflinger, M. Ferréol, A. Munné, N. Prat, I. Tziortzis, G. Urbanic. (2014). *Comparability of ecological quality boundaries in the Mediterranean basin using freshwater benthic invertebrates. Statistical options and implications*. *Science of the Total Environment*, 476-477: 777-784

La Roca, F. (2013). *Reflexiones sobre el primer proceso de planificación hidrológica de la DMA en España*. Observatorio del Agua - Fundación Marcelino Botín.

Ollero, A. (2007). *Territorio fluvial. Diagnóstico y propuesta para la gestión ambiental y de riesgos en el Ebro y los cursos bajos de sus afluentes*. Bakeaz y Fundación Nueva Cultura del Agua, 255 p., Bilbao.

Sánchez-Montoya, M.M., M.I. Arce, M.R. Vidal-Abarca, M.L. Suárez, N. Prat, R. Gómez (2012). *Establishing physico-chemical reference conditions in Mediterranean streams according to the European Water Framework Directive*. Water Research, 46: 2257-2269

Segurado, P., N. Caiola, D. Pont, J.M. Oliveira, O. Delaigue, M.T. Ferreira. (2014). *Comparability of fish-based ecological quality assessments for geographically distinct Iberian regions*. Science of the Total Environment, 476-477: 785-794

Vidal-Abarca, M.R., M.L. Suárez Alonso, F. Santos-Martín, B. Martín-López, J. Benayas, C. Montes. (2014). *Understanding complex links between fluvial ecosystems and social indicators in Spain: an ecosystem services approach*. Ecological Complexity, 20: 1-10

Webs

Observatorio de Políticas del Agua (OPPA) - Fundación Nueva Cultura del Agua. <http://www.fnca.eu/oppa>

Página del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente <http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/marco-del-agua/default.aspx>

VI - Valores productivos: Nuevos enfoques, estrategias y herramientas económicas para incentivar la eficiencia y gestionar riesgos desde el paradigma de sostenibilidad

Pedro Arrojo
Universidad de Zaragoza

Francesc La-Roca
Universidad de Valencia

Introducción

El agua no es un bien comercial, -como los demás, dice la Directiva marco del agua (DMA)- sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal. Esta declaración del primer considerando de la DMA supone tanto un reconocimiento explícito de que la gestión del agua tiene una dimensión económica - que en ocasiones ha sido insuficientemente considerada - como una indicación sobre los límites de la lógica mercantil y una apuesta por la protección y conservación patrimonial. El agua, además de constituir un elemento fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas de los que depende la vida de las sociedades humanas, es utilizada por éstas como un factor de producción y como un bien de consumo indispensable. Para posibilitar estos usos, en numerosas ocasiones se hace necesaria una intervención

en el ciclo natural del agua, en forma de obras de retención, captación y transporte o como instalaciones de potabilización o depuración de aguas residuales para restituir, en la medida de lo posible, la calidad perdida por el uso. La construcción de obras hidráulicas, así como su operación y mantenimiento, constituyen por sí mismas una actividad económica de primer orden.

Este capítulo parte del análisis histórico del fomento de la obra hidráulica como clave de desarrollo económico, promovido por el Regeneracionismo y vigente a lo largo del siglo XX; se estudian a continuación los errores económico-financieros de este modelo de gestión, aún vigente, que motivan su crisis; a continuación se presenta la nueva coherencia económica introducida por la Directiva marco del agua en la Unión Europea; se aborda luego el reto de gestionar la escasez en perspectivas de cambio climático, con especial atención a instrumentos económicos contemplados al respecto en la legislación española; y finalmente, se abre una reflexión ética sobre los valores, derechos y deberes en juego, para acabar presentando el debate internacional abierto entre los enfoques neoliberales de privatización y los nuevos modelos de gestión pública participativa que emergen de la movilización social.

1. La modernidad hidráulica: de la ilustración al costismo

En materia de aguas, más allá de las profundas raíces culturales heredadas del mestizaje de culturas mediterráneas, podría decirse que la modernidad hidráulica, que encarna el Costismo en España, tiene sus antecedentes más relevantes en la Ilustración.

A lo largo del siglo XVIII, la influencia de la Ilustración Francesa llevaría a que los reyes de España (Borbones) promovieran el desarrollo de la ingeniería civil en España, creándose la primera Escuela de ingeniería en Madrid en 1802.

Siguiendo el ejemplo francés, se impulsaron proyectos de grandes canales, como vías de comunicación y transporte fluvial. Aunque la abrupta orografía de la Península pronto hizo abandonar proyectos inviables, si se realizaron obras, como el *Canal Imperial de Aragón* (en el Ebro) o el *Canal de Castilla* (en la cuenca del Duero), que fueron, para la época, obras emblemáticas.

A lo largo del siglo XIX, y a diferencia de Francia y de buena parte de Europa, la burguesía tuvo muchas dificultades para imponer su hegemonía frente a la aristocracia y a la Iglesia. Sin duda, la *Guerra de la Independencia*, frente a la invasión de *Napoleón*, tuvo mucho que ver con la persecución y debilitamiento del liberalismo burgués republicano (Cortes de Cádiz) y el reforzamiento del conservadurismo monárquico.

A pesar de todo, se acabaría imponiendo la visión liberal burguesa que propugnaba la expropiación de tierras y otros patrimonios de la aristocracia y de la Iglesia para ponerlos, tras pública subasta, en manos emprendedoras que los hicieran productivos. La *Ley de Desamortización de Mendizábal* fue el principal hito en este camino.

En este contexto, se acabarían imponiendo las ideas liberales que daban protagonismo a la iniciativa privada a la hora de promover y financiar obras hidráulicas, particularmente grandes canales, como vías fluviales de transporte y comunicación.

Sirva como referencia en este sentido la *Real Compañía de Canalización del Ebro* (posteriormente *Real Compañía de Canalización y Riegos*), una auténtica multinacional que operó en España a lo largo de más de un siglo, desde 1852 hasta 1960, aunque desde 1928 sobrevivió con capital público, dependiendo de la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). Esta compañía se creó para promover proyectos de canalización del Ebro, que llegaron a prever la apertura de un canal navegable desde el Cantábrico al Mediterráneo siguiendo el eje del Ebro.

Desde esta visión liberal se impulsó la privatización de facto de los ríos, ofreciéndose amplias licencias a las empresas que comprometieran inversiones en obras hidráulicas, ya fueran canales o proyectos de embalses de regulación y regadío.

Correspondía pues al capital privado hacer las inversiones necesarias para dominar los ríos y ponerlos al servicio del desarrollo productivo. Sin embargo, en la mayoría de los casos, estos proyectos acabaron en quiebra. Las inversiones eran demasiado elevadas y los periodos de amortización demasiado largos para el capital privado.

En este contexto surgen, a finales del XIX y principios del XX, nuevos enfoques. El Regeneracionismo Costista (Joaquín Costa, 1846-1911), sin abandonar la coherencia básica del liberalismo imperante, supo desarrollar una visión pragmática y heterodoxa en materia de aguas. Ante los reiterados fracasos de la iniciativa privada, Costa promovió la

recuperación del derecho romano, reivindicando la iniciativa pública en materia de aguas. Se trataba en suma, de que el Estado asumiera, con su enorme capacidad financiera, el reto de dominar los ríos para poner sus caudales al servicio del desarrollo económico y social del país.

Desde esta visión, que ha dominado a lo largo del siglo XX la gestión de aguas en España (y en gran parte del mundo), el agua es valorada como un puro *recurso productivo capaz*, no sólo de generar riqueza en determinados sectores productivos, sino de hacer progresar globalmente las condiciones de vida de la sociedad en su conjunto.

Esta visión productivista, centrada en impulsar el desarrollo económico y social de una España descolgada del pujante desarrollo europeo, tuvo su bandera más emblemática en el lema costista de “*Despensa y Escuela*”. Un lema que se vinculó en gran medida a los planes hidráulicos como clave de ese deseado desarrollo económico y social.

Tal y como defendía D. Manuel Lorenzo Pardo, el agua, como recurso, debía ser “conquistada”, en el sentido de “regulada” y transportada allí donde pudiera ser útil para crear riqueza. El motor de ese esfuerzo de dominación y control de los ríos (expresión del paradigma renacentista de “dominación de la naturaleza”) debía ser el Estado, sobre la base de una “regeneración” de la función pública que permitiera construir un estado moderno al servicio del “interés general” de la sociedad.

La irrupción del Estado en materia de grandes obras permitió, aunque con grandes resistencias y retrasos en las primeras décadas del siglo XX, desbloquear proyectos que estaban empantanados: se realizaron con éxito grandes regadíos, como los del *Canal de Aragón y Cataluña*; se acometieron importantes obras de abastecimiento y saneamiento en el medio urbano; se impulsó un desarrollo industrial notable gracias a la disponibilidad de recursos hidroeléctricos... En suma, tras décadas de fracasos bajo la iniciativa privada, el *Regeneracionismo Costista* se imponería, ganando un gran prestigio social que perduraría a lo largo del siglo XX.

2. El modelo costista “de oferta” y sus contradicciones a finales del siglo XX

Desde esta visión, y sobre la base de un régimen concesional, se desarrolló en España un modelo de *gestión pública del agua a nivel de cuenca*, pionero en el mundo, creándose las *Confederaciones Hidrográ-*

ficas (la primera, la del Ebro, en 1926). Un modelo basado en un enorme esfuerzo financiero y organizativo del Estado, que ha perdurado a lo largo de casi un siglo, por encima de regímenes y del color político de los sucesivos gobiernos.

La gestión de aguas subterráneas, no obstante, quedó bajo dominio privado, en la medida que los propietarios de tierras no necesitaban del concurso del Estado para alumbrarlas y usarlas. Esta especie de “hidroesquizofrenia” presidió el marco jurídico de gestión de aguas en España hasta la aprobación de la *Ley de Aguas de 1985*. No obstante, aún con los notables cambios que introdujo la citada ley, el temor a la reacción de los propietarios de la tierra, llevó a establecer normas transitorias que en la práctica han dilatado el dominio privado sobre gran parte de las aguas subterráneas hasta nuestros días.

En todo caso, esta dualidad se articuló siempre en torno a una visión productivista del agua, como puro “recurso”, que llevaría a desarrollar los llamados modelos “de oferta”, en los que el Estado estaba obligado, no sólo a financiar las obras hidráulicas necesarias para satisfacer los requerimientos planteados por los potenciales usuarios, sino también a subvencionarlas masivamente y de forma indiscriminada, tanto para actividades industriales y servicios urbanos, como, de forma muy especial, para el regadío.

El éxito de los proyectos *regeneracionistas*, y sus importantes logros socio-económicos, acabó induciendo una *mitificación productivista* del agua, y particularmente del regadío, que llevaría a marginar cualquier debate económico sobre la rentabilidad de los grandes proyectos hidráulicos. A lo largo del siglo XX, tanto con la república, como durante la dictadura franquista, e incluso durante y tras la transición democrática, los grandes proyectos hidráulicos han sido declarados sistemáticamente de “interés general”, sin siquiera someterlos a un *análisis coste/beneficio* que justifique su rentabilidad.

Con el paso del tiempo, y muy particularmente con la falta de libertades que impuso la dictadura franquista, la manipulación del concepto “interés general” permitió encubrir poderosos intereses que han encontrado amplios espacios de negocio al amparo de las grandes inversiones públicas. El desarrollo del regadío ha sido el argumento social que ha justificado estas estrategias de gestión y su masiva subvención. En un segundo plano y a la sombra de ese argumento, se han

venido moviendo empresas constructoras, hidroeléctricas e intereses especulativos vinculados al desarrollo urbano-turístico.

Estos enfoques de gestión indujeron una percepción de *disponibilidad potencial ilimitada* que borró el concepto de “escasez natural”, tan fuertemente enraizado en las culturas mediterráneas y en las tradiciones de gestión de territorios semi-áridos. Las restricciones naturales pasaron a ser un problema político, al convertirse en una responsabilidad del gobierno satisfacer, no sólo las necesidades, sino incluso las ambiciones de potenciales usuarios, realizando cuantas obras fuera necesario, costaran lo que costaran e impactaran lo que impactaran. Esa expectativa de *disponibilidad ilimitada bajo masiva subvención pública* ha venido disparando espirales de “demanda” hasta nuestros días que inducen *costes marginales crecientes y graves problemas de sostenibilidad*.

Por otro lado, la falta de incentivos económicos al buen uso y a la responsabilidad del usuario ha llevado a niveles de derroche e ineficiencia inaceptables. Más allá del papel perverso que han jugado esas subvenciones indiscriminadas, se han instituido formas de pago desvinculadas del volumen de agua usada. El hecho de que el canon y la tarifa de riego sean generalmente proporcionales a la superficie regada y no al caudal usado, ha inducido a la irresponsabilidad y la ineficiencia.

La *mitificación productivista* del regadío y de las grandes obras hidráulicas, ha acabado por producir, paradójicamente, fuertes *contradicciones económicas*. Se han pervertido términos y conceptos económicos básicos, como el de “demanda”, que ha pasado a expresar propiamente el “requerimiento” de recursos bajo expectativa de subvención. Los esfuerzos argumentales de Costa por justificar la rentabilidad económica de las grandes inversiones públicas en este campo, sin más que moderar las tasas de interés y dilatar a 40 o 50 años el tiempo de amortización, quedaron en un segundo plano, hasta desaparecer del proceso de toma de decisiones. Lo que en principio eran *medios* para conseguir objetivos de desarrollo socio-económico, se transformaron en fines en sí mismos. La regulación de los ríos, que en principio era un medio para desarrollar actividades productivas (regadío, industria, servicios...) que debían compensar los costes de amortización y gestión, pasaría a considerarse un fin, declarado por definición de “interés general”. Ello explica que en el enorme aparato público de gestión de aguas haya brillado siempre

por su ausencia el papel de la economía a la hora de valorar la rentabilidad de las ingentes inversiones públicas realizadas.

En el marco de este modelo “de oferta”, nace igualmente el concepto de *desequilibrio hidrológico*, basado en un sentido de “injusticia de la naturaleza” para con los pueblos de regiones semi-áridas, cuya *discriminación* respecto a los de zonas húmedas, exigiría del Estado la pertinente rectificación de tal “desorden natural”. Es de notar, no obstante, que otros bienes naturales como la tierra fértil o el nivel de insolación, no han suscitado análogas conceptualizaciones. No se han acuñado términos como *déficit estructural de tierras cultivables*, o *desequilibrios agronómicos*, ni se ha exigido al Estado, desde las comarcas de montaña, el aterrazamiento de las laderas para deshacer este *injusto desequilibrio* respecto a las tierras del llano. Simplemente se ha entendido esa *diversidad orográfica* como una característica natural del territorio. Tampoco se habla de “desequilibrios calóricos”, ni de “déficit de sol en las playas cántabras” o “déficit de montañas esquiables en la Mancha y excedentes estructurales en los Pirineos”, etc.

En resumen, la visión ingenieril de la gestión de aguas que preside los modelos *de oferta* desde principios del siglo XX, no ha hecho sino proyectar de forma desmedida el paradigma renacentista de *dominación de la naturaleza*, eludiendo los criterios de *racionalidad económica* e ignorando las restricciones de la *sostenibilidad ambiental*.

3. Errores económico-financieros en el modelo de gestión vigente

Hasta la fecha, el sistema concesional en el que se ha basado la gestión de aguas superficiales en España y en la mayor parte de países ha centrado la responsabilidad financiera de los usuarios en el pago del *canon* y la *tarifa*. El *canon* debería amortizar las inversiones realizadas en el sistema para regular caudales; mientras la *tarifa* debería permitir al Estado recuperar las inversiones en las correspondientes infraestructuras de transporte.

El cálculo de *costes de amortización, mantenimiento y gestión*, no debería encerrar ningún problema conceptual ni metodológico. Sin embargo, la falta de rigor en la contabilidad pública, en materia de gestión de aguas, ha rayado tradicionalmente en lo que se puede ca-

racterizar como “prevaricación técnica”. Esta falta de rigor se consagra y agrava con el *Reglamento del Dominio Público Hidráulico*.

La gestión de *aguas subterráneas*, por su parte, se ha basado en la tradición del *dominio privado* del propietario de la tierra sobre las aguas que pudieran alumbrarse en su finca. Aunque la *Ley de Aguas de 1985* reconoció la *unicidad del ciclo hidrológico* y estableció el *dominio público* sobre él, incluyendo las aguas subterráneas, la realidad vigente ha mantenido fuertes inercias del pasado. El enfoque individualista que preside esta tradición, unido a la irresponsabilidad administrativa y política, han generado graves situaciones de desgobierno e insostenibilidad. En este contexto, aunque los usuarios de aguas subterráneas asumen los costes de inversión y gestión de sus pozos no asumen los *costes de oportunidad* (escasez) ni los *ambientales*, generándose también en este ámbito graves problemas de irracionalidad económica.

Centraremos nuestro esfuerzo en identificar y caracterizar los principales errores y vicios contables, económicos y financieros que han imperado e imperan en la tradicional forma de gestionar las aguas públicas superficiales; para acabar caracterizando los problemas de irracionalidad económica que amenazan colapsar los notables éxitos socio-económicos conseguidos en el campo de las aguas subterráneas.

3.1. Errores en la contabilización de costes

Desde la década de los 90 se ha venido desarrollando en España un debate sobre la irracionalidad económica que impregna la práctica contable y económico-financiera de la gestión pública del agua. Los agudos conflictos en torno a grandes presas, como las de *Itóiz*, *Yesa*, *Biscarrués* o *Castrovido*, entre otras, han alentado la publicación de críticas a este respecto (Arrojo et al., 2004). Sin embargo, fue el proyecto de *travase del Ebro*, previsto en el PHN, el que suscitó estudios y análisis económico-financieros más desarrollados (Arrojo, 2003) (Pérez Zabaleta et al., 2002), (Albiac et al., 2002).

Podríamos pensar que, con la derogación del citado proyecto de *travase*, se ha pasado página definitivamente en esta cuestión. Sin embargo, la profunda tradición que ha llevado a justificar estos errores y fallos está resultando difícil de erradicar. De hecho, con posterioridad a la citada derogación, el Gobierno ha mantenido grandes obras del anexo II del PHN, muy conflictivas, bajo la expectativa de

masiva subvención. Sin duda, las inercias y presiones socio-políticas al respecto son muy fuertes.

En la actualidad, el texto refundido de la Ley de Aguas (TRLA) y el Reglamento de Planificación Hidrológica (RPH) transponen los requerimientos económico-financieros de la DMA al derecho español. En concreto el capítulo 7 de la Instrucción de Planificación Hidrológica (Orden ARM/2656/2008), que describe la metodología a seguir en el análisis de la recuperación de costes, supone un notable avance sobre el papel en esta materia. Sin embargo, vivimos una transición plagada de contradicciones en la que lo que se reconoce sobre el papel no se traduce en cambios efectivos de las prácticas contables y del *Reglamento del Dominio Público Hidráulico*. Repasaremos estas prácticas erróneas y fraudulentas para el erario público en materia de gestión de aguas, tomando como referencia el proyecto de Trasvase del Ebro previsto en el PHN, aunque tal proyecto se derogara.

Se elude asumir el coste financiero de las inversiones.

La *Ley de Aguas*, en su artículo 106, establece el tipo de amortización de las inversiones realizadas por el Estado en un 4% anual. Sin embargo, el *Reglamento del Dominio Público Hidráulico* limita el alcance de esta medida, estableciendo su aplicación sólo cuando el tipo de interés legal del dinero exceda el 6%. Tal y como reconocía el propio Gobierno, en el documento “Estudio sobre régimen de utilización y tarifas” referido al trasvase del Ebro (MIMAM, 2003):

“Como puede deducirse de la mencionada regulación (Reglamento del Dominio Público Hidráulico), cuando el tipo del interés legal del dinero, como ocurre en la actualidad, es inferior al 6%, **la cláusula de actualización no opera**, con lo cual el cálculo de la amortización se realiza sobre el valor nominal de la inversión, sin tener en cuenta la actualización derivada de la depreciación monetaria...”.

Nótese que rebajar seis puntos en el tipo de interés del dinero supone, en una amortización a 50 años, reducir el pago efectivo en torno al 70%.

Se eluden costes que deberían integrarse en el cálculo de cánones y tarifas.

Resulta contradictorio que inversiones cubiertas con fondos europeos sean administradas como subvenciones a fondo perdido, en lugar

de integrarlas en el cálculo de canon y tarifa, siguiendo el *principio de recuperación de costes*. La propia *Comisión Europea* debería condicionar la concesión de fondos a la correcta aplicación de este principio.

Por otro lado, a la hora de calcular la amortización de inversiones en cánones y tarifas deberían contabilizarse las inversiones contempladas en los *planes de compensación territorial* que se supone recogen los *costes sociales y ambientales* en los territorios afectados por las correspondientes infraestructuras. Tomando como referencia los *planes de compensación territorial* previstos en los embalses de *Itoiz, Yesa, Biscarrués y Santaliestra* (en el *Plan de la cuenca del Ebro*), se preveía invertir 783 millones de Euros que, cargados sobre el canon a pagar por los caudales regulados, supondrían casi 0,04 €/m³ jamás contabilizados (Arrojo et al., 2002).

Se asumen plazos de amortización inadecuados.

Con frecuencia, la asunción de plazos de amortización de 50 años para grandes presas y canales, se generaliza a inversiones cuyos plazos de amortización son muy inferiores, tal y como, de hecho, se establece en los correspondientes reglamentos técnicos oficiales. En el caso del *trasvase del Ebro*, en torno a 718 millones de euros, es decir el 22% de las inversiones previstas, correspondían a instalaciones de bombeo y turbinado cuyo plazo de amortización es, a lo sumo, de 15 años. Contabilizar adecuadamente estos plazos, en lugar de asumir 50 años para todas las inversiones, como de hecho se hizo, suponía un aumento del 11% en costes de amortización (Arrojo et al., 2003).

Se calculan cánones y tarifas sin considerar costes intercalares en calendarios realistas.

El cálculo de cánones y tarifas no se suele vincular a calendarios realistas de construcción y puesta en servicio de las infraestructuras (Sahuquillo, 2001); ni se suele vincular a las demandas reales que se espera servir en el tiempo de amortización establecido. Sirva de ejemplo, de nuevo, el proyecto de *trasvase del Ebro*, en el que la mayor parte de las demandas urbanas eran déficits previstos para dentro de 25 años. Ello conlleva que las demandas reales irían creciendo progresivamente a lo largo de esos 25 años, para usar el 100% de la capacidad del trasvase tan sólo pasado ese tiempo (siempre que las previsiones

fueran correctas). Rectificando cuentas, el coste de amortización a cargar por cada metro cúbico que realmente se esperaba servir en el futuro pasaba a crecer en un 26% (Arrojo et al., 2003).

En lo que se refiere al canon y tarifa de los grandes sistemas de riego, se calculan como si, desde el primer día, se sirvieran caudales a la superficie total prevista en el proyecto, aún sabiendo que tal superficie tardará décadas en desarrollarse. La entrada en servicio de sucesivos tramos, a lo largo de décadas, ni se prevé en el cálculo de cánones y tarifas, ni lleva a reajustar esos pagos en función del ritmo de puesta en servicio para que la amortización sea correcta. El abandono o reforma de las previsiones iniciales tampoco se traduce en revisión de los correspondientes pagos.

Se elude integrar la previsible reducción de caudales en ciclos de sequía.

Al igual que en el punto anterior, al calcular la amortización de inversiones, se elude sistemáticamente tener en cuenta que, en años de sequía, no se podrán servir los caudales previstos. En esas condiciones, obviamente, al no poderse cobrar servicios no prestados, el coste del metro cúbico realmente servido debe crecer notablemente. De nuevo tomando el ejemplo bien estudiado del proyecto de *trasvase del Ebro*, un ajuste de los volúmenes que se esperaba servir eleva notablemente el coste del metro cúbico. Considerando los previsible ciclos de sequía, desde la referencia de la serie de caudales de los últimos sesenta años, y considerando el escenario de cambio climático asumido por el Gobierno, el coste de amortización del metro cúbico se debería incrementar en un 29%.

En este mismo capítulo, se viene argumentando desde la Administración, con razón, la necesidad de cambiar las tradicionales estrategias de *regulación anual* por *estrategias interanuales* que permitan gestionar, cuando menos, sequías ordinarias. Este argumento ha sido y es sistemáticamente usado a la hora de justificar proyectos, en ocasiones polémicos como el *recrecimiento de Yesa*. Sin embargo, en ningún momento se ha asumido la necesidad de establecer un cálculo del coste económico por metro cúbico servido bajo este tipo de estrategias. Lógicamente, si determinado volumen almacenado se regula para ser usado cada tres o cuatro años, las pérdidas (por fugas y evaporación),

y sobre todo el coste de amortización aplicado a esos caudales se deberían multiplicar, lo que, en muchos casos, cuestionaría la racionalidad económica del proyecto o de la estrategia. Todo dependerá del periodo de regulación que se establezca (costes marginales crecientes) y del contraste entre ese *coste de regulación* y los *costes evitados* en sequía gracias a esa *estrategia plurianual*.

Se olvida contabilizar las pérdidas en los sistemas de regulación y transporte.

En un embalse puede perderse en torno al 10%, o más, por evaporación y filtraciones. Pero en grandes sistemas como *Riegos del Alto Aragón*, *Canal de Aragón* y *Cataluña o Bardenas*, con cientos de kilómetros de canales y acequias (a menudo en mal estado), las pérdidas pueden elevarse al 15% o al 20% fácilmente. En otros casos, como el sistema de regulación en cabecera del *río Matarraña*, los caudales de riego se desembalsan a través del propio cauce fluvial, con lo que una proporción importante puede pasar al acuífero aluvial, probablemente deprimido en estiaje. En el proyecto de trasvase del Ebro, en ningún momento se consideraron pérdidas en el sistema por evaporación y fugas, a pesar de que se trataba de transportar caudales a lo largo de casi 1000 km, con múltiples embalses de regulación, tanto en cabecera como en tránsito.

El descuento de la cuota de laminación de avenidas suele ser arbitrario.

En todas las obras de regulación suele descontarse una notable proporción de la inversión, que se carga al Estado, en concepto de *laminación de avenidas*. Sin embargo, tal proporción no se corresponde luego con la capacidad reservada efectivamente a tal objetivo. De esta forma, la asignación financiera al Estado por este concepto, es usada como una forma arbitraria de cargar al erario público una parte sustancial de las inversiones en regulación.

Más allá de esta arbitrariedad, que es preciso corregir sin dilación, resulta cuando menos discutible la asignación indiscriminada de este tipo de servicio al Estado. La tradicional ocupación del *dominio público fluvial* para actividades diversas, debería ciertamente ser evitado; especialmente en el caso en el que el riesgo de inundación afecte a la seguridad de las personas. En todo caso, ante situaciones consumadas difícilmente

reversibles a corto plazo, cargar impuestos o tasas sobre las actividades económicas que usan ese dominio público, no sólo permitiría cubrir costes derivados de reducir esos riesgos, sino que incentivaría la elaboración de planes para recuperar esos espacios a medio plazo.

Se asumen, de forma indiscriminada, subvenciones cruzadas entre unos usos y otros.

Desde el *Reglamento de Dominio Público Hidráulico* se establecen coeficientes que asignan al uso urbano un peso relativo, en el cálculo de cánones y tarifas, que puede llegar a ser cinco veces superior al de los usos agrarios. Así, de forma indiscriminada, los usuarios urbanos acaban financiando a los concesionarios de aguas de riego, sin que medie siquiera una justificación social específica.

Aunque la DMA finalmente aprobada no afina en esta cuestión tanto como lo hicieron los borradores propuestos en su día por el *Parlamento Europeo*, resulta claro que el espíritu de la ley trata de evitar subvenciones cruzadas no justificadas en el ámbito de los usos económicos del agua. Hoy resulta difícil de justificar, de forma generalizada, el regadío como una *actividad económica de interés general*, tanto desde el punto de vista social como ambiental. Pero incluso, si se justificara el interés general de determinado perfil de regadío, sería preferible una subvención directa que no una subvención sobre el agua.

Se elude contabilizar los gastos de personal.

Con frecuencia, al calcular cánones y tarifas se ignoran los costes de personal. Cuando menos, los criterios son confusos, en la medida que no está claro cuales corresponden a la gestión de sistemas concretos y masas de agua determinadas o a la administración general del estado. En la práctica eso supone eludir la repercusión de costes de gestión a los usuarios. Incluso al referirse al grado de recuperación de costes en el *Informe Integrado de Recuperación de Costes de los Servicios del Agua en España*, el propio Ministerio de Medioambiente (MMA, 2006) eludía esta cuestión, al tiempo que reconocía que el coste de personal en la *Confederaciones* supone el 68% de los costes corrientes, “sin duda la partida más voluminosa de los presupuestos...”.

En este apartado, los cálculos económico-financieros del proyecto *trasvase del Ebro*, publicados por el Gobierno en el documento

de *Análisis Económico del PHN* (MIMAM, 2000), preveían unos *costes de administración y mantenimiento* de más de 45 millones de euros al año, lo que, en definitiva, suponía el 15% del coste que se pretendía imputar a los usuarios; es decir una cantidad nada despreciable.

No se suelen asumir costes de mantenimiento y reposición de infraestructuras.

Esto es particularmente relevante en redes urbanas, donde la inversión de mantenimiento y reposición suele estar muy por debajo de lo necesario para garantizar sistemas de distribución eficientes. Ello nos ha llevado a un proceso de deterioro de las redes que se refleja en pérdidas por encima del 25%, en muchos casos. La pretendida recuperación de costes en la tarifa resulta en este sentido engañosa pues no contabiliza el deterioro de las infraestructuras. Análogos procesos de degradación se producen en grandes canales y redes de acequias para regadío. A la postre, se hacen necesarias grandes inversiones que se suelen justificar como “de emergencia”, bajo fórmulas excepcionales de financiación, a fondo perdido o con fuertes subvenciones.

Se elude racionalizar económicamente la dimensión de los proyectos.

En el diseño de grandes proyectos, el cálculo de cánones y tarifas se hace promediando para todos los usuarios los costes totales (ya sea por metro cúbico, por hectárea, etc.). Dicho en otras palabras, se calculan costes unitarios, independientemente de que los costes demandados por el servicio en las distintas zonas del sistema sean menores o mayores. Tal enfoque se ha justificado tradicionalmente desde un *principio de solidaridad*, entendiendo que el servicio generado es un derecho (amparado en el “interés general”) cuyo coste no debe depender de donde se encuentre el usuario. En este sentido, la porción de costes a cargar en canon y tarifa para recrecer el sistema de *Monegros II*, con nuevos canales y embalses, como pretendía el antiguo embalse previsto de Biscarrués, en lugar de cargarse sobre los beneficiarios, se pretendía repartir sobre las ciento y pico mil hectáreas de regadío del sistema en su conjunto. De esta forma, en grandes sistemas, se suele producir una subvención cruzada que tiende a favorecer a los nuevos usuarios. Pero el problema no es tanto distributivo, especialmente si los usuarios desfavorecidos admiten ese reparto de costes, sino de *irracionalidad económica en el dimensionamiento de los proyectos*.

Generalmente la mayor dimensión de un proyecto suele aportar *economías de escala* que reducen los costes unitarios (por metro cúbico), compensando los *costes marginales*, crecientes por naturaleza. Sin embargo, cuando se trata de megaproyectos, o de redimensionar proyectos pre-existentes, se suelen producir *deseconomías* de escala que encarecen el coste marginal del crecimiento. Tales *deseconomías* se disparan, más aún si se consideran los costes ambientales (sinergias negativas). Si eludimos discernir costes modulares, por tramos, y se trabaja con costes medios, la dimensión del sistema puede llevarse más allá del punto en el que los beneficios unitarios son menores que los costes, induciéndose un sobredimensionamiento antieconómico del proyecto.

Esta forma de asignar costes resulta particularmente difícil de justificar en megaproyectos como el del *trasvase del Ebro*, en el que se eludió calcular los costes acumulados en los diversos tramos. El simple ejercicio contable de asignar costes de amortización en proporción a volúmenes servidos por tramos, junto y a los costes energéticos en las respectivas distancias, llevaba a los costes reflejados en el cuadro VI.1:

Ebro-Castellón norte	20 cent€/m ³
Castellón-Mijares	29 cent€/m ³
Mijares-Castellón sur	30 cent€/m ³
Turia-Tous	41 cent€/m ³
Tous-Villena	63 cent€/m ³
Villena-B.Segura	69 cent€/m ³
B.Segura-Cartag.Litor.	76 cent€/m ³
Cartag.Lit.-Almanzora	125 cent€/m ³
Almanzora-Almería	154 cent€/m ³
Villena-Altiplano	100 cent€/m ³
Media Ponderada Traslase Sur	121 pts/m³ - 73 cent€/m³

Cuadro VI.1. Costes de amortización por tramos para el trasvase del Ebro considerando los costes de amortización en proporción a volúmenes servidos por tramos junto con los costes energéticos de cada uno de ellos. Fuente: *Elaboración propia*.

Resulta evidente la enorme diferencia de costes imputables a los diversos tramos. Justificar en nombre de “la solidaridad” entre usuarios una tarifa media para todos, sería como cobrar en el AVE Madrid-Sevilla un billete “solidario” promedio, que hiciera pagar lo mismo el trayecto de Madrid a Ciudad Real que de Madrid a Sevilla.

En materia de aguas urbanas se debe plantear una reflexión análoga. ¿Hasta qué punto es económicamente razonable y socialmente justo que el crecimiento de las mega-urbes cargue las *deseconomías de escala* y los costes inducidos por ese crecimiento desmedido sobre el conjunto de ciudadanos del área metropolitana, en lugar de hacerlo sobre los nuevos desarrollos urbanísticos, como forma de frenar o moderar ese crecimiento?

3.2. Errores en el cálculo de los beneficios esperables

En los últimos tiempos, la Administración se ha visto obligada a justificar la pretendida racionalidad económica de sus proyectos más conflictivos mediante pretendidos *análisis económicos coste-beneficio*. Los errores conceptuales cometidos para recrecer el peso de los beneficios han sido diversos.

Confundir el análisis económico con el financiero.

Cuando se hace un *análisis económico*, deben descontarse *subvenciones e impuestos*. Un análisis económico debe reflejar el balance entre costes y beneficios desde el punto de vista global de la sociedad en su conjunto. Desde esta perspectiva, ni un impuesto es una pérdida de riqueza, ni una subvención es propiamente un beneficio. Se trata simplemente de transferencias de renta, que pueden ser justas y razonables o no, pero que, en todo caso, no deben contabilizarse en un *balance económico coste-beneficio*.

Sin embargo, si lo que se pretende hacer es un *análisis financiero*, desde el punto de vista de un agente o de un sector productivo, si deben contabilizarse los *impuestos* como *costes* y las posibles *subvenciones* como *beneficios*.

Desde la visión de la Administración, lo que debe hacerse para justificar la racionalidad económica de una obra pública es un *análisis económico coste-beneficio*. Pues bien, en ocasiones en los estudios oficiales se han contabilizado las *subvenciones agrarias* (u otras subvenciones) como *beneficios*, como si de un *análisis financiero* se tratara.

Contabilizar beneficios indirectos sin contabilizar costes de oportunidad indirectos.

En ocasiones, a los *beneficios directos* esperados, se han añadido *beneficios indirectos* esperables por actividades económicas de arrastre a nivel regional. Contabilizar esos *beneficios indirectos* exigiría contabilizar también los *costes de oportunidad indirectos*, que deberían reflejar los beneficios indirectos que podrían generar análogas inversiones en actividades alternativas óptimas. En la medida que la agricultura tiene hoy una muy escasa *capacidad de arrastre* sobre otros sectores, el nuevo regadío suele generar *beneficios indirectos* menores que los que se generarían haciendo las correspondientes inversiones en otros sectores productivos. Por ello, desde cualquier manual de *análisis económico coste-beneficio* se recomienda no usar los *beneficios indirectos*, y si se hace, tomar en cuenta también los correspondientes *costes de oportunidad indirectos*.

Confundir conceptos contables básicos como el de beneficio.

Para inflar los beneficios generados por el nuevo regadío, y por tanto la pretendida capacidad de pago generada, se ha usado en ocasiones el *valor bruto* de lo producido, sin descontar los costes de producción. Pero lo que resulta más frecuente es usar el *margen neto* como *beneficio*.

Como es sabido, en la producción agraria, el concepto de *margen neto* incluye, además del *beneficio neto*, la *remuneración básica del capital* invertido y la *remuneración de la mano de obra propia y familiar*. Considerar como parte del beneficio lo que en realidad son costes del capital y de trabajo, constituye un grave error. Dicho en otras palabras: si el agricultor acabara pagando el coste del agua con los ingresos compensatorios de sus inversiones y con el pago de sus horas de trabajo, habría hecho un “mal negocio”.

En definitiva, la transformación en regadío puede entenderse como un *cambio tecnológico*; y como tal, será económicamente viable si se compensa con el llamado *beneficio extraordinario* generado por dicho cambio. Desde la estructura contable agraria de la Unión Europea, eso equivale al *incremento de beneficio neto* generado por esa transformación.

Falsear el coste de oportunidad de determinados usos.

Cuando un recurso, como por ejemplo el agua urbana, no tiene referentes claros de valor de cambio (por gestionarse, en este caso, como

un servicio público de interés general...), su valoración debe hacerse estimando su *coste de oportunidad*. En el caso del proyectado *trasvase del Ebro* esta fue la clave para acabar ofreciendo oficialmente un espectacular *balance coste-beneficio* positivo. El *coste de oportunidad* de los caudales urbanos (casi un 50% de todo el trasvase) debía medirse estimando el coste que supondría conseguir análogos caudales mediante los proyectos alternativos (al trasvase) que resultaran más económicos. En este caso, se asumió como la única alternativa posible al trasvase, la desalación de agua marina. Para colmo, el coste de tal opción se contempló desde datos obsoletos (0,81 €/m³) que casi duplicaban el coste real en aquellos momentos en base a las nuevas tecnologías de ósmosis inversa disponibles (en torno a 0,45 €/m³).

Pero, más allá de ese error difícilmente justificable, lo más grave fue no considerar las opciones alternativas más económicas que había en cada tramo del trasvase. En particular, no se consideró el *coste de reasignación* de caudales en cada tramo, como referencia para estimar el coste de oportunidad de esos caudales. Para estimar ese coste de reasignación en la *cuenca del Júcar*, había que centrar la atención en los 600 hm³ destinados en el Alto Júcar a regar herbáceas subvencionadas. El propio Ministerio de Medio Ambiente (MMA) acababa de ofrecer datos sobre la rentabilidad de esos regadíos en su *Análisis Económico de los Usos del Agua* (MMA, 2006), según los cuales, más del 30% de los caudales de riego se aplicaban en el Júcar a cultivos herbáceos con un margen neto de apenas 0,06 €/m³ y una subvención que en media suponía 0,07 €/m³. Ello debería haber llevado a situar el lucro cesante, si se cedían caudales, en torno a 0,13 €/m³. Aunque los *costes de oportunidad* del agua en Murcia y Almería, siguiendo análoga metodología, se elevaban al entorno de 0,25 €/m³, la diferencia con los 0,81 €/m³ empleados por el Gobierno, para recrecer los pretendidos beneficios esperables, resultaba inaceptable.

Desde el punto de vista del estricto *análisis económico*, y aún sin contar *costes ambientales*, para calcular el coste de oportunidad del agua, se debería tomar como referencia el *beneficio neto* de las actividades menos rentables en el territorio; o mejor dicho, el *beneficio incremental neto* de esas actividades de riego menos rentables (que serían las que se sacrificarían en primer lugar si se cedieran caudales): es decir, la diferencia entre el beneficio neto obtenido del regadío y el obtenido en seco.

Sin embargo, en rigor, debemos de tener en cuenta que la *disponibilidad a ceder* derechos privativos de aguas no coincidirá en general con ese *coste de oportunidad*. Estimar el *coste de compensación*, que lleve a esa *disponibilidad* exige un análisis más complejo y específico. En concreto, ese *coste de compensación* o *coste de reasignación*, debería oscilar, especialmente en el ámbito del regadío, entre el *beneficio neto incremental* y el *margen neto incremental* generados por metro cúbico. Dada la inflexibilidad de amplios sectores del empresariado agrario (por su elevada edad) y la falta de alternativas laborales en muchas zonas rurales, resulta lógico esperar que el agricultor no ceda sus derechos de agua a cambio sólo del *beneficio neto incremental* generado por el riego, sino que aspirará a compensar, cuando menos, parte de sus ingresos laborales (trabajo propio y familiar). Por ello, es esperable que la *disposición a ceder derechos* se sitúe en torno al *margen neto incremental* generado por metro cúbico, más la diferencia entre las subvenciones recibidas por los cultivos de regadío y los de secano.

No obstante, teniendo en cuenta el progresivo desacople de las subvenciones agrarias europeas respecto a la producción, y la expectativa de recortes en dichas subvenciones, se podría esperar una reducción de costes en esa *disposición a ceder caudales*. Otro factor que puede reforzar esta tendencia es la falta de relevo generacional en gran parte del regadío. Estimaciones propias desarrolladas tras entrevistar a los regantes en varios sistemas de la *cuena del Ebro* sitúan la tasa de relevo generacional en apenas un 20%. Ello llevará a que muchos jóvenes, en poder de esos derechos concesionales, pero sin intención de dedicarse a la agricultura, se pueden plantear cederlos, si se les ofrece la ocasión. En tal caso, la referencia de precio en la que tendería a situarse su disposición a ceder derechos sería la del *beneficio neto incremental* y no la del *margen neto incremental*.

3.3. Trucos financieros

Más allá de los errores reseñados en el cálculo de cánones y tarifas, se vienen propugnando estrategias financieras lesivas para la hacienda pública. De nuevo el ejemplo mejor documentado lo encontramos en el documento “*Estudio sobre régimen de utilización y tarifas*” que hizo el propio Gobierno en relación al *trasvase del Ebro*.

En dicho documento se parte de la siguiente distribución de fondos:

- a) 30% de la financiación procedería de *fondos europeos*, a fondo perdido.
- b) 30% serían fondos públicos gestionados por la empresa pública TRASAGUA, sin interés, con devolución a 50 años y sin entregas parciales a lo largo de este periodo.
- c) 40% serían préstamos en el mercado de capitales, con un 4% de interés.

En lo que se refiere al 30% de fondos europeos, como subvención a fondo perdido, huelga hacer comentarios sobre su incoherencia respecto al *principio de recuperación de costes* de la DMA.

En lo que se refiere al 30% de fondos públicos nacionales, se advertía que no serían reembolsados al Estado por entregas periódicas, sino al cabo de 50 años, sin compensar siquiera la erosión generada en este largo periodo por la inflación. Los fondos que los usuarios irían pagando en concepto de canon y tarifa se emplearían en amortizar de forma acelerada la deuda del 40% de capitales privados. Una vez saldada esta deuda, canon y tarifa se acumularían en un fondo de TRASAGUA, sin entregar ni sólo un euro al erario público, a fin de generar beneficios financieros (a una tasa del 3%), para amortizar la deuda. Al no reintegrarse ese 30% de capital público en pagos periódicos, no cobrar la previsible devaluación por inflación y aplicar los fondos capitalizados del cobro de tarifas a financiar la deuda, se acababa proyectando una reducción de pagos de casi el 30%.

Si el total de la inversión se hubiera planteado amortizar a tan sólo el 4% (tasa que suponía incluida la inflación), el coste de amortización supondría 0,11 €/m³, muy por encima de los 0,044 €/m³ que preveían los cálculos del Gobierno. Por lo tanto **la subvención** sobre lo que sería una recuperación de costes al 4% de interés **sería del 60%**.

Respecto a los costes *financieros* de los capitales externos, que TRASAGUA debía conseguir en el mercado de capitales al 4%, incluido un optimista 2% de inflación futura, el interés neto quedaba en tan sólo el 2%. Resulta evidente que tal tasa no se correspondía con la realidad del mercado financiero, y sólo hubiera sido viable ofreciendo ventajas complementarias del Estado, lo que hubiera supuesto nuevas subvenciones encubiertas.

No se garantiza la disposición al pago de los futuros usuarios.

Por tradición, en España, la Administración no garantiza la disposición al pago de los futuros beneficiarios, como condición previa a la aprobación y realización de las obras hidráulicas. Ello ha llevado, en no pocos casos, a suspender servicios, una vez acabada la obra. Tal fue el caso del *bombeo de la Tranquera* (en el Jalón, cuenca del Ebro), donde a mediados de los 90 se invirtieron más de 1000 millones de las antiguas pesetas, sin garantizar el compromiso de pago de los regantes beneficiados. El impago generalizado de éstos, una vez realizada la obra, llevó a dejar sin uso desde entonces el bombeo. En otros casos, el Estado se ha visto obligado a aceptar los hechos consumados, reduciéndose drásticamente la recuperación prevista de costes.

En el caso del proyecto de *trasvase del Ebro*, este problema se explicitó de forma más grave y significativa, dada su envergadura. En el documento "*Estudio sobre régimen de utilización y tarifas*", se recogía el Convenio de Gestión Directa, firmado entre Gobierno y TRASAGUA según la cual se debatirían y acordarían las tarifas con los usuarios **una vez realizadas las inversiones e iniciada la fase de explotación del Traspase**. Resulta obvio que negociar las tarifas *a posteriori*, equivalía a maniar a la Administración, dando a los futuros usuarios toda la fuerza, pues cualquier desacuerdo pondría en bancarota el proyecto, sin posible marcha atrás.

El hecho de que la Administración asuma con frecuencia este tipo de estrategias no tiene otra explicación que la de eludir el conflicto que puede surgir con los futuros usuarios. A menudo esta estrategia supone la antesala de la quiebra financiera, tal y como prevenía en su estudio económico del trasvase del Ebro el *profesor Hanemann*, citando experiencias análogas en EEUU, como la de *Central Valley Project* y la del *Central Arizona Project* que acabaron en sendas quiebras financieras (Hanemann, 2002).

3.4. Problemas de irracionalidad económica en la gestión de aguas subterráneas

En lo que se refiere a las aguas subterráneas, el modelo individualista vigente ha acabado por minar los incentivos de *racionalidad económica* que, en principio, ha inducido la tradicional asunción de costes

financieros por parte de los usuarios. Ciertamente, el pago de costes de amortización, gestión y mantenimiento de los pozos ha inducido mayores niveles de eficiencia, tanto técnica como económica. Sin embargo, se han ignorado, no sólo los *costes ambientales*, sino también el *coste de oportunidad* generado por la explotación abusiva (sobreexplotación) de muchos acuíferos.

De hecho, al ignorarse el *carácter común* del patrimonio que supone un acuífero para sus usuarios, el desgobierno y el descontrol en la perforación de pozos y extracción de caudales, ha acabado por quebrar el *derecho privativo* de sus propios usuarios. En estas condiciones, la tensión económica generada por la escasez física del recurso ha tendido a desaparecer, con lo que se ha desactivado el *coste de oportunidad* del mismo. La pretendida *racionalidad económica* que debería inducirse desde las relaciones (legales) de *libre mercado* de esos derechos privados, acaba brillando por su ausencia. En la medida que siempre es posible, en la práctica, hacer un nuevo pozo, aunque sea ilegal, el precio de las transferencias queda limitado a niveles ligeramente superiores al coste de amortización y explotación de tales pozos. Aunque el acuífero entre en crisis, la escasez progresiva de aguas no se reflejará en el precio de mercado al estar desactivada la *escasez económica*, a consecuencia del *desgobierno*. Se trata en definitiva de mercados “*laxos*” o “*pinchados*”, totalmente ineficientes. Resulta significativo contrastar en Almería la evolución del precio de la tierra, que se multiplicó por cuatro en la década de los 90, pasando de 4,5 Mpts/ha a 18 Mpts/ha, con el precio del agua subterránea en los mercados legales, que evolucionó con el coste de la vida pasando de 20 a 30 pts/m³ (López Gálvez, 2000).

4. La nueva coherencia económica de la directiva marco de aguas

Con la aprobación de la Directiva marco del agua (DMA) en el 2000, la política del agua en Europa inicia una fase de profunda renovación con la finalidad de frenar y revertir el deterioro general de los ecosistemas hídricos europeos.

En el estado español, el arranque del proceso de implantación de la DMA fue desigual, Tras su aprobación en el 2000, y especialmente

durante el mandato de Cristina Narbona en el Ministerio de Medio Ambiente (2004-2008) ciertamente se produjeron algunas mejoras en los procesos de elaboración de los planes hidrológicos (sobre todo por lo que se refiere a la información) e incluso hubo experiencias de participación ciudadana muy interesantes, como las que dinamizaron la elaboración del Plan de las cuencas internas de Cataluña. Sin embargo, en general, se ha tendido a eludir y retrasar la aplicación efectiva de los principios y criterios de la DMA, al tiempo que se asumen formalmente sobre el papel y se usa un nuevo léxico e incluso pretendidos enfoques participativos, para acabar justificando prácticas similares a las anteriores. El balance del primer ciclo de planificación, cerrado con un retraso de más de cuatro años, es claramente negativo en cuanto a la incorporación de los principios, objetivos y métodos de la DMA a la planificación hidrológica española. (FNCA, 2004).

4.1. El carácter innovador de la DMA

Desde los años setenta, la elaboración del marco legal europeo en materia de aguas se había caracterizado por un enfoque sectorial que al cabo de veinte años mostraba claras insuficiencias e incoherencias. En efecto, desde las primeras directivas de aguas superficiales (75/440/EEC), de baño (76/160/EEC), sustancias peligrosas (76/464/EEC), etc, se fueron elaborando leyes del mismo rango con la finalidad de regular otros aspectos parciales relativos a la calidad de las aguas. La ineficacia de las mismas y el deterioro continuado de los ecosistemas hídricos condujo a la Comisión a proponer una nueva Directiva encaminada a proteger la calidad de los propios ecosistemas¹. Sin embargo, durante el proceso legislativo, se optó por un cambio de orientación, substituyendo el enfoque sectorial seguido hasta entonces, por un planteamiento general que encuadrara todos los aspectos parciales, incluido el estado de los ecosistemas, en una única Directiva marco, cuya propuesta inicial se presentó en 1997².

La nueva propuesta, concebida para regir la política de aguas europea más allá del primer cuarto del siglo XXI, incorporaba una

1. Propuesta de directiva de calidad ecológica del agua COM(93) 680 final.

2. Proposal for a Council Directive Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy, COM(97) 49 final.

serie de innovaciones desarrolladas y probadas de manera experimental en el marco de proyectos europeos de investigación aplicada. Entre ellas cabe destacar, el cambio en la definición del objeto de la nueva política. Según se establece en el primer artículo de la directiva, el objeto de la misma es establecer *un marco para la protección de las aguas superficiales continentales, las aguas de transición, las aguas costeras y las aguas subterráneas que: a) prevenga todo deterioro adicional y proteja y mejore el estado de los ecosistemas acuáticos [...] b) promueva un uso sostenible del agua basado en la protección a largo plazo de los recursos hídricos disponibles [...]*. Esta redefinición, no sólo incluía un aspecto hasta entonces descuidado en los textos legales –la calidad ecológica-, sino que, además, asumía un *enfoque holístico*, es decir, un *enfoque ecosistémico* que permitía una mejor comprensión de la complejidad del ciclo hidrológico en sus diversas fases, así como de los impactos de la acción humana sobre el mismo.

Un segundo aspecto novedoso de esta *Directiva* fue la incorporación de la *participación de los ciudadanos* en el proceso de planificación. La apertura de la *comunidad de política del agua* al conjunto de la población, junto con la técnica de “retrodicción” (*backcasting*) debería contribuir a la democratización de la misma y con ello a una mayor eficacia en los resultados. La retrodicción –por oposición a la predicción (*forecasting*)- parte de la definición de objetivos concretos para trazar la ruta que debe conducir a su alcance, dejando con ello un amplio espacio a la elaboración de alternativas y poniendo de manifiesto las inevitables disyuntivas (*trade-offs*) intrínsecas a toda decisión.

La DMA empieza estableciendo que: *el agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal*. Al tiempo que se reconoce, por un lado, la dimensión económica del agua, se advierte que la visión mercantil no es la adecuada para guiar la gestión de un bien tan vital. Esta declaración de principios hay que situarla en el contexto que se produce y leerla en contraposición, o al menos como matización, a lo establecido en la *Declaración de Dublín* en 1994, en plena ofensiva neoliberal. El principio 4 de esta *Declaración* establecía que *el agua tiene un valor económico en todos sus diversos usos en*

*competencia a los que se destina y debería reconocérsele como un bien económico*³.

La economía, en todo caso, tiene un papel destacado en el nuevo marco normativo, si bien claramente subordinado al objetivo final de la DMA: la consecución y mantenimiento del *buen estado de los ecosistemas acuáticos* como condición y garantía del uso humano del agua a largo plazo. Este papel, minimizado en la tradición planificadora española, se proyecta en tres ámbitos, no del todo independientes:

- En primer lugar, la DMA exige a los estados miembro una valoración rigurosa de los costes derivados de los diversos servicios de agua, así como una publicación transparente de los mismos a la hora de diseñar las *medidas del plan de gestión*.
- En segundo lugar, se demanda la aplicación de criterios que tiendan a garantizar la *recuperación de costes* de los servicios relacionados con el agua, imputándolos a los usuarios en función del principio de *quien contamina paga*.
- Por último, se incorporan argumentos económicos como instrumento de apoyo a las decisiones relativas a la selección de medidas, mediante la aplicación de un criterio *coste-eficacia*, así como a la justificación de *excepciones*.

Antes de desarrollar sucintamente los contenidos de estos tres puntos, conviene destacar algunos rasgos del contexto en el que se sitúan, tanto el análisis como los instrumentos económicos, en contraste con el enfoque y la práctica habituales de los economistas estándar. El paso del planteamiento productivista a una perspectiva de protección de los ecosistemas representa un desafío intelectual importante. El problema que hoy se plantea no es el de cómo obtener agua a bajo precio para alimentar el sistema de producción y consumo, sino el de cómo

3. A continuación se explica: *En virtud de este principio, es esencial reconocer ante todo el derecho fundamental de todo ser humano a tener acceso a un agua pura y al saneamiento por un precio asequible. La ignorancia, en el pasado, del valor económico del agua ha conducido al derroche y a la utilización de este recurso con efectos perjudiciales para el medio ambiente. La gestión del agua, en su condición de bien económico, es un medio importante de conseguir un aprovechamiento eficaz y equitativo y de favorecer la conservación y protección de los recursos hídricos. Énfasis añadido en ambas citas. Frente a este reduccionismo economicista la DMA amplía el campo de mira, abriéndolo a otras dimensiones no económicas del agua.*

adaptar dicho sistema de manera tal que se recuperen y mantengan en *buen estado* los ecosistemas hídricos que lo sostienen. Partiendo de la asunción implícita de que la naturaleza *lo hace mejor y más barato*⁴, lo que se plantea es cómo satisfacer las necesidades humanas reduciendo las presiones sobre los ecosistemas.

Uno de los elementos destacables en la búsqueda de respuesta a las nuevas preguntas es la conciencia del elevado grado de ignorancia e incertidumbre en el que se toman las decisiones de planificación. El reconocimiento de esa limitación (no superable) del conocimiento sobre el que basamos la gestión del agua tiene consecuencias importantes en la arquitectura de la Directiva que afectan a los aspectos económicos. En línea con lo que se ha denominado *ciencia post-normal* (Funtowicz y Ravetz, 1991, 1994) la DMA incorpora la participación del público a lo largo del proceso de planificación y gestión. Los destinatarios del trabajo de los economistas ya no son otros colegas, o técnicos de otras disciplinas con conocimientos rudimentarios de economía, sino los ciudadanos. Para que ese trabajo sea realmente útil, por ejemplo en la selección de medidas, su aportación debe ser clara, transparente e inteligible para la población interesada en la materia.

4.2. Los preceptos económicos de la DMA

Contribución al conocimiento de la dimensión económica del agua.

El proceso de planificación previsto en la Directiva se inicia con un reconocimiento de la situación que incluye un análisis de las características de la demarcación a planificar, desde una perspectiva de cuenca; un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y de las aguas subterráneas; y un análisis económico del uso del agua (Art.5)⁵.

El anexo III especifica que la finalidad del estudio económico es doble. Por un lado, debe esclarecer los costes actuales y futuros de los servicios del agua, en función de los usos previstos y de las inversiones

4. Dicho con mayor formalidad, que las funciones que proveen de servicios ecosistémicos a la sociedad son sólo limitadamente sustituibles por artefactos y que la pervivencia de dichas funciones depende del mantenimiento en buen estado de la complejidad natural.

5. Un resumen de los análisis del artículo 5 presentados por las confederaciones hidrológicas se puede ver en MMA (2007).

necesarias para posibilitarlos. Por otro lado, el estudio debe aportar información suficiente para apoyar la selección de un programa de medidas siguiendo criterios de *coste-eficacia*. El *análisis de costes* es, pues, una pieza fundamental del estudio económico como se expondrá a continuación, pero no es la única.

Para hacer un buen diagnóstico se deben analizar los usos atendiendo, entre otras cosas, a su rentabilidad -cuando se trate de actividades productivas-, a las presiones que generan sobre el medio y a la previsible evolución futura de oferta y demanda, sujeta a la restricción que impone el alcance del *buen estado ecológico* de las masas de agua. A partir del escenario de evolución tendencial de los usos y de su confrontación con el escenario objetivo -definido en términos biofísicos- se deriva el abanico de medidas posibles para ajustar los usos a los requerimientos ambientales.

La DMA distingue tres tipos de costes: los llamados *costes financieros*, los *costes ambientales* y el *coste del recurso*.

Los primeros son los *costes de inversión y de operación o funcionamiento* que se generan en la administración del agua. Los problemas que aparecen en relación con ellos se derivan fundamentalmente de malas prácticas contables y/o de una insuficiente repercusión a los usuarios, tal y como se ha explicado anteriormente.

Los *costes ambientales y del recurso* han planteado problemas conceptuales -¿qué sentido tiene hablar de *costes del recurso* separadamente del ambiente que lo genera, como se ha propuesto en ocasiones?- y también operativos (La Roca & Ferrer, 2007)⁶. Las dificultades que presenta el cálculo de los costes ambientales se derivan especialmente de su origen parcialmente externo al sistema económico, ya que provienen de la manipulación humana de los ecosistemas con el fin de apropiarse de una parte de los servicios, deteriorando inevitablemente otras. El hecho de que dichos costes a pesar de ser reales (biofísicos), no sean *monetizables* desconcierta a los economistas tradicionales, que carecen de instrumentos para abordarlos de manera rigurosa. Por

6. Para resolver las dudas que pudieran surgir a los responsables de la aplicación de la DMA en los estados miembro se organizó una Estrategia Común de Implementación, que entre otras cosas produjo un conjunto de documentos guía. Para las cuestiones económicas merece la pena consultar la llamada guía WATECO (CIS 2003) y el documento aclaratorio sobre costes ambientales y del recurso (CIS 2004).

otro lado, el que estos costes *no monetizables* sean obviamente irre recuperables vía precios añade aún más confusión. Su consideración, sin embargo es necesaria en el proceso de selección de medidas, dónde se deben explicitar los costes generados por las diferentes opciones de gestión, bien en unidades biofísicas, bien de manera cualitativa.

Frente a estas dificultades, la Comisión Europea viene propugnando, no obstante, un enfoque pragmático para la estimación de los costes ambientales en el marco de la recuperación de costes. Cuando los impactos ambientales tienen una clara relación causa efecto y son consistentemente monetizables, esa valoración monetaria nos dará el coste a cargar sobre el usuario causante del impacto. Sin embargo, en muchos casos, las causas de un impacto son diversas, haciendo difícil la asignación cuantitativa de responsabilidades, al tiempo que, en otros muchos casos, la valoración de impactos o de patrimonios naturales es difícilmente o inconsistentemente monetizable. El proceso previsto para la planificación nos ofrece una opción pragmática: valorar los “*costes de reposición*”. Una vez caracterizado el estado de cada masa de agua, tipificada e identificados los correspondientes ecosistemas de referencia en *buen estado*, con indicadores biológicos, físico-químicos y geomorfológicos, el foco se centra en definir las medidas para conseguir el *buen estado* exigido por la DMA. Pues bien, el coste monetario que exija la puesta en práctica de esas medidas debe considerarse como *coste ambiental* a asignar a los usuarios de esa masa de agua. Si por ejemplo, una medida fuera recuperar un soto de ribera, más allá de discutir si es monetizable o no su valor, se trata de contabilizar como *coste ambiental* lo que cueste recuperar el soto, sin pretender por ello que tal coste represente el valor del soto como tal.

Interpretar el apartado correspondiente al *coste del recurso* ha supuesto también notables controversias por lo dicho más arriba. No obstante, algunos autores entienden que, en situaciones de *escasez*, el *coste de oportunidad* emerge como reflejo de ese *coste del recurso* que la DMA establece.

Instrumentos de gestión: el principio de recuperación de costes.

El instrumento económico privilegiado por la Directiva es el establecimiento de un orden tarifario diseñado con la finalidad de *recuperar los costes de los servicios* relacionados con el agua, en función del

principio de *quien contamina (deteriora) paga*, incentivando así un uso sostenible. El artículo 9 establece además que dicha política debe estar vigente a más tardar en 2010. Desgraciadamente, la Directiva deja un espacio de ambigüedad en la obligatoriedad de aplicar estrictamente el principio en cuestión, aunque si es contundente en la obligación de calcular con rigor y publicar (transparencia pública) los costes de los diversos servicios de agua y los respectivos niveles de recuperación de costes desde las políticas tarifarias vigentes.

Hay que señalar al respecto que una política de precios no es algo que se resuelva con un mero cálculo y reparto de costes. La política de precios se inserta en un marco institucional predefinido que, en el caso español, es no mercantil. La asignación de derechos privativos de uso se rige por un régimen concesional, mediante el cual el Estado autoriza el uso parcial del dominio público hidráulico, cuya titularidad le corresponde. La concesión de derechos de uso, en principio gratuita, está regulada y sometida a ciertas limitaciones, como las que se derivan de las prioridades de uso establecidas por la Ley, y al pago del canon de regulación y de la tarifa de uso del agua, cuando se benefician de obras realizadas por el Estado.

Apoyo a la decisión: análisis coste eficacia y costes desproporcionados.

El tercer ámbito de inserción de la economía en la DMA corresponde a la utilización de información y argumentos económicos en el proceso decisorio. Como ya se ha dicho, la información recogida por el estudio económico del uso del agua que exige el artículo 5, *debe ser suficiente para estudiar la combinación más rentable de medidas [...] basándose en la previsión de costes potenciales de dichas medidas.* (DMA-Anexo III).

Para una aplicación coherente de la Directiva, es fundamental que el *plan de medidas*, que es el núcleo central de la planificación, se adopte desde un proceso transparente y abierto a la deliberación. La contribución de la economía debe adecuarse a las características de ese proceso, facilitando la claridad y presentando explícitamente las limitaciones e incertidumbres existentes.

El *análisis coste eficacia* es clave en la arquitectura de la Directiva, ya que define el marco de relación entre variables biofísicas (indicado-

res de eficacia) y económicas, a través de los costes. Se trata de abrir el abanico de opciones eficaces para conseguir los objetivos previamente establecidos, para pasar a seleccionar la opción más económica. Es también el momento en el que se pueden y deben explicitar los costes ambientales no monetizables para ser tomados en cuenta en la selección de medidas.

La Directiva marco prevé, en determinadas situaciones, que la consecución del *buen estado* puede ser técnicamente *inviabile* o conllevar *costes desproporcionados*. Recae pues sobre el *análisis económico* la tarea de estimar la cuantía de estos costes y determinar en la práctica cuando hay que considerar un coste como *desproporcionado*. Al respecto será fundamental tomar en cuenta los beneficios que se derivarán de recuperar el buen estado de los ecosistemas y consecuentemente los servicios ambientales que nos brindan; beneficios que deben descontarse del coste de las correspondientes medidas.

4.3. Actualización de la política de aguas: el Plan de salvaguarda de 2012

En 2012 la Comisión Europea procedió a una evaluación intermedia del primer ciclo de planificación que concluyó en 2009, con la aprobación de los planes de gestión de las cuencas europeas salvo en aquellos casos, como el español, en que se produjeron notables retrasos. Como resultado de esta evaluación se publicó un *Plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa*.

Por lo que se refiere a los aspectos económicos de la gestión del agua, el documento se reafirma en la estrategia del establecimiento de un caudal ecológico previo a la asignación de volúmenes de agua para usos productivos, la consideración de criterios de eficiencia económica en dicha asignación y la utilización de tarifas que incluyan los costes ambientales para hacer efectiva la recuperación de los costes, según el principio de quién contamina paga. Por otra parte, se insiste en la necesidad de valorar y fomentar la eficiencia técnica de los usos del agua –combinada con la energética– también en los usos no productivos, como el de los hogares. La experiencia de los primeros planes de cuenca y de otras áreas de la política ambiental muestra que se ha avanzado muy poco en el desarrollo y en la aplicación de la recuperación de costes y en el uso eficiente del agua.

Las acciones propuestas para el futuro inmediato en el ámbito de la eficiencia económica se centran en el desarrollo y aplicación de metodologías para el cálculo de los costes ambientales, contabilidad del agua, indicadores de estrés y establecimiento de objetivos de utilización racional del agua.

Sin embargo, resulta preocupante el sesgo economicista de algunas de las metodologías que se están desarrollando y la tendencia que ello comporta a la mercantilización de los ecosistemas y a la erosión de la gestión democrática de los bienes comunes. Por ejemplo, el documento reduce la aplicación de un concepto potencialmente útil para la gestión ambiental, como es el de los servicios ecosistémicos, a un único aspecto al proponer una mayor *aplicación del concepto de pago por los servicios ecosistémicos* (Comisión Europea, 2012; 12), predeterminando así la elección de un arreglo institucional –el más próximo al mercado- entre todos los posibles.

En conclusión.

Con la DMA los argumentos y los instrumentos económicos adquieren una relevancia de la que anteriormente carecían en materia de gestión de aguas y ecosistemas acuáticos. El carácter ecológico de los objetivos de la nueva política de aguas delimita la naturaleza y el alcance de las aplicaciones económicas, de acuerdo con la declaración de que el agua no es una mercancía sino un patrimonio, obviamente con una fuerte componente *natural*. La aplicación de una *racionalidad económica* a fenómenos que se rigen desde una *lógica ecológica*, que se quiere preservar, plantea dilemas que afectan a la raíz de los planteamientos económicos dominantes, desarrollados a partir de la exclusión intencionada de la dimensión biofísica de la economía (Naredo, 1987, 2006). La implementación de la DMA ofrece una oportunidad para avanzar en el desarrollo de una *economía ecológica* que recupere la dimensión biofísica históricamente excluida.

5. El reto de gestionar la escasez en perspectivas de cambio climático

La Ley de Aguas de 1985 reconoció la *unicidad del ciclo hidrológico*, estableció el *dominio público*, tanto sobre aguas superficiales como sub-

terráneas, reforzó, como principal medio de acción pública, la *planificación hidrológica*, dio continuidad al sistema concesional preexistente y fortaleció la prevalencia de los derechos públicos frente a los privados.

5.1. Evolución legal y flexibilización del sistema concesional

La *Reforma de la Ley de Aguas de 1999* consideró que «la intensísima sequía» de principios de los noventa exigía buscar soluciones alternativas. Más allá de opciones técnicas, como la desalación o la reutilización, se buscó *potenciar la eficiencia* para lo cual *era necesario flexibilizar el régimen concesional*. En este contexto, la reforma de la ley introdujo la posibilidad de «*transacciones de derechos de aprovechamiento de agua*» en base a dos figuras jurídicas: el «*centro de intercambio*» y el «*contrato de cesión*».

Los *centros de intercambio* permiten a la Administración realizar ofertas públicas de adquisición de derechos de uso privativo de aguas a cambio de una compensación económica, así como ofertas de los derechos adquiridos a cambio de un precio.

Los *contratos de cesión* son acuerdos entre dos titulares de concesiones o derechos de uso privativo de aguas, mediante el cual el cedente transfiere al cesionario todo o parte de dicho uso privativo de forma temporal, con la correspondiente compensación económica y previa autorización administrativa.

Las cesiones de derechos a través del *centro de intercambio* o del *contrato de cesión* constituyen una excepción a la regla general de que «*el agua que se conceda quedará adscrita a los usos indicados en el título concesional, sin que pueda ser aplicada a otros distintos, ni a terrenos diferentes si se tratase de riegos*».

Estas figuras serían objeto de cambios a través de sucesivos decretos. De ellos, sin duda el de 2006 fue el más significativo. El Real Decreto-Ley 9/2006 buscó «*reforzar la eficacia de los centros de intercambio, ampliando el ámbito de reasignación de recursos ...para dar respuesta a objetivos medioambientales...*»; «*...realizar ofertas públicas de adquisición, temporal o definitiva, de derechos de uso del agua*» a fin de alcanzar el «*buen estado de las masas de agua subterránea o constituir reservas con finalidad puramente ambiental...*». Por otro lado, se asumió eximir las tarifas por uso de infraestructuras de trasvase, en contradicción con el *principio de recuperación de costes*.

5.2. Centros de intercambio y Contratos de cesión

Tal y como se ha explicado, el objetivo principal de la *Reforma de 1999* fue “flexibilizar” el *sistema concesional* y fomentar estrategias de “*gestión de la demanda*” a fin de mejorar la eficiencia en el uso del agua disponible en situaciones de escasez.

Aunque, desde el vigente sistema concesional y el orden de prioridad vigente (1º abastecer usos domésticos, 2º garantizar el buen estado ambiental y 3º atender usos productivos) es posible reasignar los recursos disponibles en sequía, estas nuevas figuras suponen una herramienta complementaria que puede mejorar la *gobernanza de la escasez* desde una mayor aceptabilidad social.

Por otro lado, estas opciones de transferencia de derechos privativos de uso de aguas conectan con el *principio de recuperación de costes* establecido por la DMA. De hecho, lo que la Directiva conceptualiza como el coste del recurso emerge aquí en forma de coste de oportunidad, en la medida que existan menos recursos disponibles que demandas. Los centros de intercambio y los contratos de cesión, hacen emerger esos costes en forma de compensación a los usuarios cedentes.

Tanto la tarifa como el canon, por su propia naturaleza, no pueden recoger este concepto de coste del recurso, como coste de oportunidad, en la medida en que una concesión asigna, por definición, caudales disponibles. El sistema concesional tradicional está en suma diseñado para asignar la creciente disponibilidad de caudales que las estrategias “de oferta” generan. En la medida que se trate de reasignar caudales, se hace necesario superar la rigidez del sistema concesional tradicional con opciones más flexibles.

Por otro lado, al incorporar objetivos y valores ambientales, el Decreto-Ley del 2006 abre espacio a lo que debe ser una línea prioritaria de los centros de intercambio en coherencia con la DMA. Siguiendo el ejemplo de los Bancos de agua de California, y en conexión con el principio “quien contamina-degrada paga”, los cesionarios deben cubrir, como un coste ambiental, la prevención de cualquier deterioro derivado de la transferencia. En particular, los retornos de una concesión deben considerarse como no intercambiables. El centro de intercambio debe dejarlos en el medio natural, a fin de que sigan cumpliendo sus funciones ambientales y puedan seguir siendo utilizados por terceros,

aguas abajo, como antes de la transferencia. Sin embargo el coste de compensación al cedente, incluidos los caudales no intercambiables, debe ser abonado por quien adquiera los derechos de uso.

El que los centros de intercambio puedan lanzar ofertas de adquisición permanente de derechos de agua, a fin de recuperar el buen estado de ecosistemas y acuíferos, permite abrir nuevas estrategias para recomponer estructuralmente los usos, adecuándolos a los límites de sostenibilidad. Aunque el orden legal preexistente permitía reordenar usos y concesiones en sistemas sobreexplotados, las opciones que abren los centros de intercambio permiten mejorar la gobernanza de esa transición hacia la sostenibilidad.

Es de notar que los usos domésticos apenas si demandan en torno al 10% del total. Si unimos este dato al nivel máximo de prioridad que tienen los abastecimientos urbanos en la legislación vigente, debemos ser capaces de garantizar esos abastecimientos incluso en sequía. Sin embargo, estas nuevas figuras pueden usarse en la planificación para fortalecer esa garantía desde una mejor gobernanza, y más si pensamos en las duras perspectivas que pueden derivarse del cambio climático. En los planes de sequía puede preverse la posibilidad de transferir recursos al medio urbano, a través de centros de intercambio. Este tipo opciones permitiría negociar, por ejemplo, lo que se conoce como “contratos de opción”, con comunidades de regantes, en tiempos de normalidad. Contratos que operarían a modo de un seguro para la ciudad que pagaría una cuota anual a cambio de tener prioridad sobre ciertos caudales en cuanto se declare pre-alerta por sequía. La experiencia de los Bancos de agua en EEUU y en Australia, demuestran la operatividad de este tipo de herramientas para reforzar la garantía de los abastecimientos urbanos en sequía.

5.3. La experiencia de los centros de intercambio

De las tres experiencias de centros de intercambio - Guadiana, Júcar y Segura-, las más significativas han sido los del Alto Guadiana y el Alto Júcar. Aunque ambos se ubicaron en espacios cercanos de la Mancha, representan experiencias distintas: la primera, de adquisición permanente de derechos, y la del Júcar, de adquisición temporal de derechos.

Ciertamente, la envergadura de los problemas es distinta. En el Guadiana se han llegado a bombear 600 hm³/año, cuando el caudal renovable se estima en 250 hm³/año. En el Júcar se estaban extrayendo

400 hm³/año, mientras el ritmo sostenible estaba en 300 hm³/año. Ello llevó a abordar la cuestión en el Guadiana como un problema de sobreexplotación estructural, mientras en el Júcar se asumió un enfoque coyuntural de sequía.

Resumiremos como sigue el contraste de ambas experiencias.

1. Parece más operativo y razonable la adquisición permanente de derechos, pues, en ambos casos, estamos ante problemas estructurales (aunque de dimensión diferente). Parece claro que la adquisición y reasignación coyuntural de caudales debería aplicarse a la gestión de circunstancias pasajeras de sequía.
2. El coste asumido en el Guadiana para retirar de forma permanente el derecho de riego fue de 10.000 €/ha; es decir la diferencia entre el precio de mercado de una hectárea con regadío, unos 15.000 €, y el de una hectárea en secano, unos 5000 €. Cabe esperar que el mercado refleje el coste de oportunidad del agua, incluida la diferencia de subvenciones entre regadío y secano. De esta forma se identifica el lucro cesante, como referencia del coste de compensación.
3. De cara a estimar el coste por metro cúbico rescatado debemos amortizar esos 10.000 € a 50 años y dividir por los metros cúbicos usados por hectárea. En este caso, previamente se había reducido la concesión de 4.200 a 2.000 m³/ha/año, en aplicación de las medidas para combatir la sobreexplotación, lo que supone unos 0,19 €/m³, similar a lo pagado en el Alto Júcar.
4. En el Guadiana se afrontó el reto de corregir la sobreexplotación con un Plan Especial, cuyo presupuesto plurianual de 600 M€ reflejaba la envergadura del coste ambiental que ha impuesto la sobreexplotación del acuífero hasta la fecha. Hoy este plan ha colapsado por la falta de voluntad política en el desarrollo del mismo por parte del actual Gobierno.
5. Más allá de la dificultad de repercutir este coste sobre los usuarios del acuífero, sería educativo divulgar su envergadura, de forma que se gane conciencia sobre la quiebra del interés público que dicha sobreexplotación entraña. En cualquier caso, de cara al futuro, debería considerarse la implantación de un canon de uso en acuíferos donde haya que hacer inversiones para recuperar su sostenibilidad, en la medida que tal recuperación beneficia a

los usuarios del acuífero. No obstante, mientras existan explotaciones ilegales, el hecho de que esas mejoras favorezcan, tanto a usuarios legales como ilegales, agudiza las contradicciones...

6. Cada contrato de adquisición de derechos debe inscribirse en el Registro de Aguas y en el de la Propiedad, generando asientos que informen a los posibles compradores de que estas parcelas no tienen derechos de agua.

Análisis aparte merece la oferta pública, a modo de OPA, lanzada en el Segura sobre caudales de riego del arroz. En este caso, el objetivo de garantizar caudales ambientales y abastecimientos acabó mezclándose con pretendidos valores de “solidaridad” con los regantes de la Vega Media y Baja. En la medida que tal “solidaridad” implicó ventajas económicas para esos regantes, sin recoger de ellos el pago correspondiente a esa compra de derechos, se quebró el espíritu y la letra de la ley. Por otro lado, llama la atención que el lucro cesante, estimado en 0,27 €/m³, aún tratándose de una especie de arroz muy apreciada, sea tan elevado respecto a los 0,04 €/m³ que se asigna al arroz en general.

5.4. La experiencia de los contratos de cesión autorizados

Los contratos de cesión que sirven de base a esta valoración empírica son: Comunidad de Regantes (C.R.) del Canal de Estremera -Sindicato Central de Regantes ATS; C.R. del Canal de Aves-Mancomunidad de Canales del Taibilla; C.R. de la Margen Izquierda del Bembézar-Aguas de Almanzora SA; C.R. de Pago de la Vega del Serón-Aguas de Almanzora SA; Bajo Guadalquivir - Aguas de Almanzora SA (Almería).

Estas experiencias de contratos de cesión hicieron aflorar importantes problemas.

- La valoración de impactos ambientales fue poco rigurosa. En particular, la cesión de caudales del arrozal en el Bajo Guadalquivir, transferidos en cabecera de cuenca al Almanzora (Almería), sin considerar las funciones de tales caudales a lo largo de cientos de kilómetros, resulta inaceptable. Este ejemplo permite entender lo delicado que puede ser transferir derechos entre usuarios de distintas cuencas, si no se toman las cautelas pertinentes para evaluar los impactos ambientales o a terceros en la cuenca cedente.

- Por otro lado, en este caso, el cedente y el comprador eran la misma entidad, Aguas de Almanzora SA, que previamente había comprado 700 hectáreas de arrozal en el Bajo Guadalquivir, lo que entraña serios problemas legales que nadie denunció.
- En el caso de los regantes de Estremera se cedieron caudales previamente ahorrados en un proceso de modernización. De nuevo se eludió valorar los caudales intercambiables⁷ (Reglamento del Dominio Público Hidráulico - art.345.1), desde zonas altas de la cuenca del Tajo a la del Segura. Por otro lado, los caudales ahorrados por modernización del riego, no deberían ser intercambiables, sino ser recuperados por la Administración a través de la correspondiente revisión concesional, tal y como prevé la Ley (art.65.2).
- Por otro lado, el precio de venta de derechos se elevó a casi 0,19 €/m³, muy por encima del lucro cesante por dejar de cultivar maíz con dotaciones de más de 8000 m³/ha/año, lo que lleva a una estimación de menos de 0,1 €/m³.
- En el caso del Canal de Aves, tampoco se establecieron los caudales intercambiables. No obstante, éste fue un ejemplo típico de contrato de derechos de opción que convendría regular: se paga por disponer de caudales, independientemente de que se acaben transfiriendo o no, en función de que se abra un periodo de sequía.
- La cesión de derechos del Bembézar a Aguas de Almanzora SA vuelve a poner de manifiesto contradicciones reseñadas anteriormente, además de exceder el lucro cesante, estimado en 0,04 €/m³, con un pago de 0,18 €/m³.
- En la cesión de recursos de la CR.de Pago de la Vega del Serón a Aguas de Almanzora, debería haberse investigado por qué los cedentes aceptaron un pago de 0,15 €/m³ con un lucro cesante estimado por el MMA en 0,21 €/m³. Si bien los mercados pueden ser ineficientes, por falta de transparencia, desconfianza, acción concertada de grupos de presión, etc. , no es creíble que los agentes remen en contra de sus intereses.

7. "...atendiendo a la dotación que fije el plan hidrológico de cuenca, los retornos que procedan, las circunstancias hidrológicas extremas y el respeto a los caudales medioambientales establecidos o, en su defecto, al buen uso del agua" (artículo 345.1).

En conclusión

La puesta en marcha de estas figuras en España abre un camino que se ha demostrado interesante en otros países para flexibilizar el sistema concesional y gestionar mejor la escasez, especialmente en ciclos de sequía. Sin embargo, al tiempo, se abren riesgos de patrimonialización privada de los derechos concesionales.

Más allá de promover la eficiencia, deben mejorar las capacidades públicas de gobernanza de la escasez en situaciones de alta conflictividad social, dentro del orden legal que establece el régimen concesional.

La mala experiencia en contratos de cesión, usados de forma improvisada bajo la alarma social generada en plena crisis de sequía, revela una falta de regulación efectiva en la defensa de dominio público, afectándose valores ambientales y derechos de terceros.

En zonas vulnerables, al diseñar estrategias de sequía, se recomienda considerar la creación de centros de intercambio. Igualmente, cabe considerar excepcionalmente el uso de centros de intercambio, en situaciones de sobreexplotación consumadas, en las que la Administración encuentre graves dificultades socio-políticas para recuperar los caudales necesarios, pero sin excluir el resto de medidas disponibles, incluida la expropiatoria, y sin perder la perspectiva del análisis coste-eficacia.

Estas figuras, en todo caso, deben regularse: exigiendo el cumplimiento riguroso del principio de recuperación de costes; garantizando la transparencia; precisando el concepto de caudal intercambiable; valorando de forma rigurosa el lucro cesante por transferencia de caudales; y completando, antes de usar estas figuras, el mapa concesional, de forma que se conozcan los recursos que realmente están en juego.

6. El debate “Privatización y Gestión Pública Participativa”

6.1. Presiones desreguladoras y privatizadoras en la gestión de aguas

La visión neoliberal dominante en el Banco Mundial (BM) y en la Organización Mundial del Comercio (OMC) viene presionando en

pro de reducir el campo de acción de la función pública, a fin de dejar mayor espacio a la iniciativa privada. Bajo esta presión, se vienen degradando y desactivando las tradicionales funciones del Estado, como impulsor de valores de justicia y cohesión social.

Desde esta coherencia, asistimos a un proceso de progresiva “anorexización” de las instituciones públicas, bajo la idea de que el dinero donde mejor está es en el bolsillo del contribuyente. Se promueve la desconfianza hacia la función pública, como ineficiente, opaca y burocrática, al tiempo que se presentan las políticas desreguladoras y privatizadoras como alternativas de modernidad, flexibilidad, eficiencia y racionalidad, sobre la base de glorificar las virtudes del libre mercado.

Desde este enfoque neoliberal, garantizar el acceso universal a servicios básicos de interés general, como los de agua y saneamiento, sanidad o educación, tradicionalmente asumidos como derechos de ciudadanía, tiende a considerarse una interferencia contra el libre mercado. Se supone que el Estado debe retirarse y dejar que tales servicios sean gestionados como servicios económicos desde un marco de libre competencia, en el que los ciudadanos pasen a ser clientes y los servicios dejen de ser de acceso universal para ser accesibles tan sólo para quienes puedan pagarlos.

A grandes rasgos, se puede decir que hoy existen tres modelos de privatización en el mundo en lo que se refiere al agua: el modelo chileno, el británico y el francés.

El primero fue introducido en Chile durante la dictadura de Pinochet, a modo de ensayo general de las fórmulas neoliberales que por entonces emergían desde EEUU. La falta de libertades democráticas permitió ensayar el modelo en su versión más radical, lo que llevó a privatizar, de facto, no sólo los servicios de agua, sino los ríos y acuíferos. Quienes primero inscribieron su solicitud pasaron a controlar los recursos hídricos de cuencas enteras. Por ello hoy, ENDESA (hasta hace poco de capital mayoritario español y hoy italiano) controla los caudales de ríos enteros, como los de la Patagonia chilena, con derecho a usarlos o no, y por supuesto, a venderlos en el mercado. El hecho de que el Dictador se cuidara de vincular la Ley de Aguas a la Constitución, hace hoy muy difícil recuperar el dominio público efectivo sobre los ecosistemas acuáticos y las aguas, al requerirse mayorías calificadas de las que ni siquiera la Presidente Bachelet dispone hoy, tras su holgada victoria electoral.

El segundo modelo, el británico, se impuso bajo el gobierno de Margaret Thatcher. No se privatizaron los ríos, pero sí las infraestructuras y redes de agua y saneamiento, así como la gestión de los servicios urbanos.

Ni uno ni otro se han extendido a otros países. Sin embargo, el llamado modelo francés, si se ha extendido por todo el mundo, bajo el amparo y empuje del Banco Mundial (BM). Se trata de un modelo mucho más sofisticado y sutil. En este caso, ni los ecosistemas ni las infraestructuras básicas, de forma general, se privatizan; sino que se concesiona, por amplios periodos, la gestión de los servicios, proponiéndose a menudo la formación de empresas mixtas público-privadas para asumir tales concesiones. Tales empresas, como expresión de una pretendida “alianza público-privada” suelen dejar la mayoría accionarial en manos de la institución pública. Las transnacionales no tienen inconveniente en aceptar ser socios minoritarios, con el 49% de las acciones, frente al 51% en manos públicas (Ayuntamiento, Gobierno Regional o Nacional). La clave innegociable está en la cláusula que establece la exclusividad del privado en lo que se refiere a la gestión, bajo el argumento de que son ellos quienes disponen del conocimiento y de las capacidades tecnológicas y organizativas; lo que en terminología francesa se presenta como el “Savoir Faire”, o en inglés como el “Know How”. El control del negocio, en suma, pasa a garantizarse, no desde la mayoría accionarial, sino de forma más sutil, asegurándose el monopolio de la información.

Otra cláusula asegura a la transnacional la potestad de comprar y contratar, sin pasar por concurso público, con lo que la adquisición de tecnología y todo tipo de contratos y subcontratos pasan a adjudicarse a empresas del grupo, directamente. Así, paradójicamente, en nombre del libre mercado, se colapsan y blindan los llamados “mercados de inputs secundarios” (tecnologías, contrataciones y subcontratos) en los que se genera la mayor parte del valor añadido del sector, asegurándose para el grupo empresarial un lucro que no aflora en los beneficios declarados de la empresa mixta, sino que se enmascara en el capítulo de costes, pagados por la ciudadanía mediante tarifas que se disparan.

La tercera clave consiste en asegurar largos periodos de concesión, entre 25 y 50 años, a fin de garantizar la irreversibilidad de la decisión. Con ello, las empresas se aseguran poder exigir en juicio, ante un eventual proceso de reversión, no sólo la inversión realizada, sino el lucro esperado

en el periodo de concesión, lo que suele suponer cantidades impagables. De esta forma, un alcalde, elegido tan sólo por 4 años, hipoteca la capacidad de decisión de las siguientes corporaciones, durante décadas...

Esta estrategia, conocida internacionalmente por las siglas PPP, Public-Private-Partnership o Partenariado-Público-Privado, viene siendo apoyada por el BM, que suele condicionar sus créditos para mejorar los servicios de agua y saneamiento en países empobrecidos, a que previamente, el país en cuestión abra espacios de privatización en las grandes ciudades (el medio rural no es apetecible para los grandes operadores transnacionales).

Estas presiones desreguladoras del BM han llevado a desmontar, o cuando menos debilitar, los ya de por sí endebles servicios públicos y las perentorias políticas de protección social en estos países. Pero incluso en el mundo desarrollado, con la vigente crisis, el estado del bienestar se está viendo afectado. En este marco, las instituciones públicas, debilitadas en sus capacidades financieras, tienden a “vender los muebles”, concesionando y privatizando los servicios básicos, como forma de aliviar su situación financiera.

6.2. Los argumentos neoliberales en pro de la privatización

Con la “Guerra del Agua” de Cochabamba, a principios del presente siglo, se levanta en América Latina la rebelión de los más pobres frente a estos procesos de privatización; una rebelión que pronto evolucionaría, tornándose en un amplio movimiento ciudadano que promueve nuevos modelos de gestión pública participativa en todo el mundo.

Ello ha motivado cambios notables en la estrategia de los operadores transnacionales. Durante casi dos décadas, priorizaron en su estrategia empresarial los llamados “mercados no regulados” (“unregulated markets”), donde la falta de control público permitía prever un mayor espacio de negocio. Sin embargo, estas grandes corporaciones argumentan hoy que la falta de regulación, unida a la inestabilidad social y política, acaba por generar riesgos inaceptables. Por ello, su estrategia ha girado hacia los llamados “mercados fiables” (“reliable markets”), como los que emergen en países de la Europa Oriental, incluida Rusia.

Tres han venido siendo los principales argumentos empleados por el BM y por los grandes operadores privados, para justificar estas políticas de privatización:

- Ante la crisis financiera de la Administración, el sector privado puede aportar las inversiones necesarias.
- Frente a los problemas de ineficiencia y corrupción, la libre competencia incentiva la eficiencia y un mayor control del usuario en su calidad de cliente.
- Ante la creciente complejidad técnica de los servicios de agua y saneamiento, la iniciativa privada ofrece la necesaria tecnología y capacidad organizativa.

6.2.1. El argumento financiero

Lo cierto es que los grandes operadores privados han invertido escasos fondos propios para desarrollar redes e infraestructuras básicas en los países en desarrollo, tal y como demostró, de forma empírica, el proyecto PRINWASS (Castro, 2004), financiado por la Unión Europea. Particularmente claras fueron sus conclusiones en el caso de Argentina, el país en el que se inició la experiencia privatizadora de los servicios de agua en América Latina bajo el llamado “modelo francés”. Mientras estuvieron concesionados a operadores europeos, las inversiones realizadas siguieron siendo en su mayor parte públicas, y tan sólo una mínima proporción fue realizada por dichos operadores. En la mayoría de los casos, el proceso de privatización tan sólo desbloqueó créditos del BM, que pasaron a ser gestionados por el privado, aunque eso sí, cargándose sobre la deuda pública del país.

Hoy, en plena crisis económico-financiera, este argumento ha pasado a un segundo plano, en la medida que son las grandes corporaciones, con los correspondientes poderes financieros detrás, las que requieren capitales públicos para sobrevivir. Lo escandaloso es que en este contexto y para estos fines, si han aparecido miles de millones de euros y dólares para socorrer a las grandes entidades financieras que previamente habían promovido los procesos de desregulación y privatización reseñados.

6.2.2. El mito de la “libre competencia”

El segundo argumento, referente a las ventajas de la libre competencia, que en otros servicios puede resultar válido, no lo es en éste. Ante todo, es preciso subrayar que los servicios de abasteci-

miento, por su propia naturaleza, constituyen lo que se denomina un “monopolio natural”. El proceso de privatización, en este caso, puede promover opciones de competencia “por el mercado”, pero no de competencia “en el mercado”. Es decir, a lo más que se puede aspirar es a una efímera competencia para conseguir la concesión en concurso público (cuando no se produce una adjudicación directa). Pero, una vez adjudicada la concesión, el servicio pasa a ser gestionado en régimen de monopolio privado por largas décadas, con duras cláusulas de reversión.

Aunque resulte paradójico, lo que suele ocurrir en la práctica es que se reduce el nivel real de competencia en los mercados. En efecto, cuando la gestión es municipal, o se hace desde una empresa pública local o regional, la adquisición de nuevas tecnologías, trabajos de mantenimiento y modernización y otras múltiples acciones específicas, suelen ser contratadas acudiendo al mercado, donde compiten, en concurso público, multitud de pequeñas y medianas empresas altamente especializadas. Es lo que se conoce como el “mercado de inputs secundarios”, en el que se genera un volumen de negocio mayor que en la gestión misma del servicio. Sin embargo, cuando se concede el servicio a un gran operador transnacional, el “mercado de inputs secundarios” queda bloqueado y blindado a la competencia, en la medida que estas empresas disponen de sus propios recursos para cubrir tales necesidades, reduciéndose, paradójicamente, la competencia de mercado.

Por otro lado, en este contexto de “monopolio natural”, el argumento del control de los clientes sobre el operador tampoco funciona, en la medida que no pueden cambiarse de proveedor.

Tal y como llegó a decir públicamente el director del Banco Mundial en Brasil, Vinod Thomas: “Cuando hay riesgo de que se genere un monopolio privado, es mejor dejar los servicios en manos del Estado.” (Folha de Sao Paulo, 21-9-2003).

6.2.3. El argumento del “know how” o del “savoir faire”

Por último, argumentar que la complejidad de unos servicios modernos de agua y saneamiento desbordan las capacidades de la Administración Pública resulta cuando menos inexacto. De hecho, los servicios más eficientes hay que buscarlos en países como Holanda,

Suiza, Suecia o Alemania, bajo gestión pública a través de pequeños operadores locales, que en los últimos tiempos tienden a agruparse a nivel regional para mejorar su eficiencia desde economías de escala más amplias. La clave de una buena gestión se demuestra que no está tanto en la tecnología, que siempre se puede conseguir en el mercado, sino en la buena gobernanza, desde una escala local-regional, que permita vincular de forma efectiva esos servicios, con la ciudadanía y con las instituciones locales de los que dependen.

6.3. La mercantilización de los derechos concesionales

Las presiones privatizadoras no se circunscriben al ámbito de los servicios de agua y saneamiento. En los últimos años, bajo el argumento de incentivar la eficiencia en los diversos usos del agua, se vienen impulsando reformas legales que liberalizan el mercado de derechos concesionales, induciendo en la práctica una patrimonialización privada de tales derechos.

La Ley de Aguas de 1985 superó la hidro-esquizofrenia imperante desde 1866 (Ley de Aguas-1866) que consideraba las aguas subterráneas como privadas y las superficiales como públicas, unificando el ciclo hidrológico bajo el dominio público.

En 1999, tras las duras sequías de mediados de aquella década, se introdujo una reforma en la Ley de Aguas que buscaba flexibilizar el sistema concesional mediante dos posible figuras: el contrato de cesión y el centro de intercambio. Con ellas se buscaba flexibilizar el sistema concesional en situaciones de emergencia por sequía, facilitando la transferencia, bajo control público, de derechos concesionales entre usuarios. Ambas figuras, no obstante, eran transitorias y sólo eran aplicables en circunstancias excepcionales de sequía.

En 2005, con ocasión de otra crisis de sequía, un Real Decreto Ley de medidas urgentes extendió la aplicación de los contratos de cesión entre usuarios de distintas cuencas, favoreciendo coyunturalmente la cesión negociada de derechos de riego de la cuenca del Tajo a la del Segura a través de las instalaciones del trasvase Tajo-Segura.

En 2006, un nuevo Real Decreto Ley de medidas urgentes extendió la posibilidad de rescatar derechos concesionales de forma permanente mediante Centros de intercambio en zonas sobreexplotadas, fuera de los ciclos de sequía.

Con los cambios legales introducidos durante la última legislatura del Gobierno del Partido Popular, y muy particularmente con la Ley de Evaluación Ambiental, desaparecen las restricciones excepcionales por sequía para poder desarrollar estas transferencias, así como su carácter transitorio y coyuntural, legalizándose de facto el libre mercado de derechos concesionales, tanto entre usuarios de una cuenca como entre usuarios de cuencas distintas. Se perfila así una nueva estrategia trasvasista basada en el libre mercado de derechos concesionales.

Desde esa lógica, el Gobierno podría realizar infraestructuras de trasvase, sin asumir la responsabilidad de promover la transferencia de caudales, para “posibilitar” el libre ejercicio de esas opciones de mercado entre usuarios de distintas cuencas. Obviamente, si esa perspectiva se consolidara, la coherencia del sistema concesional quedaría definitivamente quebrada y se consumiría la patrimonialización privada de los derechos concesionales.

6.4. Nuevos modelos de gestión pública participativa

El debate ético planteado en el apartado anterior demuestra claramente que las capacidades del mercado, como estrategia de gestión, se ven desbordadas por la complejidad de valores y derechos en juego; derechos que en muchos casos, por su naturaleza, deben ser de acceso universal. Por otro lado, en la gestión de aguas, como en otros campos vitales para la sociedad, se hace necesario redefinir el concepto de interés general, integrando los principios de sostenibilidad, equidad y justicia ambiental, al tiempo que se necesita profundizar el modelo democrático vigente para hacer efectiva la participación ciudadana en la definición y consecución de ese interés general. Al respecto, el capítulo XI desarrolla con detalle el reto de la buena gobernanza en este tipo de servicios.

La pretendida transparencia del mercado frente a la opacidad de la gestión pública es más un mito que una realidad. El hecho de que en muchos casos la gestión pública sea burocrática y opaca no significa que tenga que serlo. El hecho de ser pública, permite exigir transparencia, en la medida que las instituciones públicas se deben a la ciudadanía; mientras que la gestión privada, legalmente protegida por el derecho a la privacidad en la información, acaba limitando esa transparencia. Los gestores de una empresa privada tan sólo tienen la obli-

gación de ser realmente transparentes ante los principales accionistas que se sientan en el Consejo de Administración de la empresa.

En todo caso, los problemas de opacidad, burocratismo e incluso corrupción, no se resuelven privatizando la administración pública, sino democratizándola. A nadie se le ocurriría proponer como solución a una eventual corrupción de la policía, su privatización. De hecho, cuando estos problemas degradan la vida pública, la entrada de operadores privados, lejos de resolverlos, realimenta la lógica del sistema que les acoge.

Hoy, incluso en las democracias más avanzadas, está vigente el reto de promover reformas de la función pública que garanticen la transparencia e impulsen la gestión participativa.

En el ámbito de la gestión ambiental, y en concreto de la planificación y gestión de los ecosistemas acuáticos, la Convención de Aarhus (1998) establece el principio de participación ciudadana proactiva, como un reto de Res-Pública, de todos y todas.

En el ámbito de los servicios de agua y saneamiento, en la medida que se pretenden gestionar servicios vinculados a derechos que deben ser de acceso universal, se impone la lógica del interés general. En este caso, ni siquiera la necesidad de incentivar la eficiencia conecta con la lógica competitiva y los incentivos del libre mercado, en la medida que se trata de un monopolio natural. Al no ser siquiera posible la competencia en el mercado se trata de promover la competencia a través de la transparencia y de la información, facilitando el contraste entre servicios análogos; lo que se conoce en terminología inglesa como “benchmarking”.

Para que este tipo de competencia a través de la información pueda desarrollarse, es necesaria una regulación que imponga transparencia y reglas comunes para todos los operadores. El regulador en cuestión debe diseñar adecuados parámetros de gestión e indicadores que faciliten la participación ciudadana, garantizando no sólo la transparencia, sino la comprensión de la gestión y la posibilidad de comparar, de forma efectiva, los servicios urbanos de distintos municipios homologables. En el cuadro VI.2 se presentan esquemáticamente los indicadores de participación pública y transparencia que propone la Asociación Española de Operadores Públicos de Abastecimiento y Saneamiento (AEOPAS).

Información institucional básica
Se facilita la estructura orgánica de la entidad operadora.
Se facilita un directorio de cargos institucionales o departamentales con números de teléfono y/o direcciones de correo electrónico.
Se facilita la composición del Consejo de Administración de la entidad operadora incluyendo la afiliación profesional de cada consejero/a.
Está disponible en la página web la Memoria Anual del OC/AA del último ejercicio.
Existen mecanismos claros para atención, sugerencias, quejas, reclamaciones y solicitudes de información de los ciudadanos (oficina virtual, atención telefónica y oficinas de atención al público con horarios y localización adecuados).
Están claramente disponibles los formularios necesarios para trámites administrativos y se facilita el acceso a la Sede electrónica, según lo dispuesto en la Ley 11/2007 de acceso electrónico de los ciudadanos a los Servicios Públicos.
Información contable y presupuestaria
Se publican los Presupuestos del OC/AA (desglosado por partida o tema).
Se publican las Cuentas Anuales del OC/AA (Balance, y preferentemente Cuenta Resultado económico-patrimonial y Memoria).
Se publica información periódica (mínimo semestralmente) sobre la ejecución del Presupuesto.
Se dan a conocer las retribuciones del personal de dirección de la empresa, de los consejeros si las tuvieran, y la estructura salarial general de la empresa.
Transparencia en contratos y licitaciones
Se publica la convocatoria o apertura de concursos por licitaciones.
Se publican los pliegos de cláusulas de las convocatorias de contratación.
Se publica la composición de las Mesas de contratación.
Se publican las actas de las mesas de contratación y la resolución definitiva con las puntuaciones obtenidas por las distintas entidades participantes.
Se publica la relación de contratos, convenios, subvenciones, ayudas o donaciones que la empresa realiza en todos sus ámbitos de actuación.

Anuncios y licitaciones de obras públicas
Se especifica con claridad la naturaleza de las nuevas obras y actuaciones. su coste, finalidad y localización geográfica.
Se desglosan las fuentes de financiación de las nuevas obras y actuaciones.
Se publican los proyectos, los pliegos y los criterios de licitación de las obras públicas hidráulicas.
Se publican las liquidaciones (provisionales) a la finalización de las obras.
Se publican las modificaciones de los proyectos.
Participación pública
El Consejo de Administración de la entidad incluye a representantes de la sociedad civil y/o expertos independientes en su seno.
Se facilitan las actas de las reuniones del Consejo Asesor (de Administración) del operador Se publican las alegaciones recibidas a las actuaciones de la entidad susceptible de consulta pública y las respuestas de la entidad.

Cuadro VI.2. Indicadores de participación pública y transparencia propuesto por AEOPAS.

En este debate, en todo caso, es preciso discernir con rigor conceptos como desregulación y privatización. Desde la visión neoliberal, se ha justificado la desregulación como clave para dar entrada a la lógica de mercado y defender la privatización como la opción más razonable. Sin embargo, ante la creciente resistencia surgida, se ha pasado a complementar la estrategia privatizadora con la demanda de una regulación conveniente. En una actitud que en cierta forma podría caracterizarse como defensiva, al tiempo que se admite la responsabilidad pública sobre este tipo de servicios, se insiste en la posibilidad de concesionar su gestión, pero desde adecuadas condiciones de contrato y regulación que garanticen el control público de la concesión. Lo cierto es que, siendo correcto el argumento sobre el papel, el control efectivo de estos grandes operadores, desde los modelos y estrategias que imponen, no sólo es difícil, sino que en la práctica es imposible o desmedidamente costoso.

En la mayoría de los casos, desgraciadamente, las propias Administraciones Públicas, una vez concesionado el servicio, se despreocupan de la cuestión. Pero aún en el caso de que tengan la sincera voluntad de controlar a la empresa concesionaria, la desproporción de medios y de envergadura entre los Ayuntamientos y estas corporaciones hace inviable una regulación efectiva. De hecho, en muchos casos se produce el fenómeno conocido como “compra” o “captura del regulador”. Y cuando no es así, lo que siempre se impone es la enorme dificultad de controlar de forma efectiva la información en los entramados empresariales de estos grandes operadores transnacionales.

Cuando se han organizado enormes burocracias públicas para regular a los grandes operadores transnacionales, como es el caso de OFWAT en Inglaterra y Gales, su dudosa eficacia junto a los ingentes costes que suponen acaban induciendo la razonable intuición de que es mucho más eficiente dedicar los esfuerzos a promover nuevos modelos de gestión pública participativa a nivel local y regional.

En todo caso, las presiones desreguladoras que operan a nivel mundial, merecen un amplio debate público. Para quienes firmaron la Convención de Aarhus, entre los que figuran España y la UE, tal debate debería ser ineludible, en aplicación del principio de participación pro-activa, que la citada Convención establece. La decisión de privatizar este tipo de servicios no debe decidirse como un simple asunto administrativo, en despachos de la alcaldía o del gobierno autónomo o central de turno. Incluso el debate en plenarios municipales o parlamentarios resulta insuficiente. En la medida que se trata de decisiones que afectan a derechos ciudadanos, e incluso a derechos humanos, por periodos de varias décadas, sería necesario, cuando menos, abrir un amplio debate público que culmine en un referéndum, tal y como recomienda la Declaración Europea por la Nueva Cultura del Agua (FNCA, 2005).

En conclusión

Se hace necesario categorizar los diversos usos, desde un punto de vista ético, distinguiendo niveles de prioridad, objetivos y criterios de gestión económica, según hablemos de Agua-Vida, en usos prioritarios vinculados al ámbito de los derechos humanos y a la sostenibilidad de los ecosistemas; Agua-Ciudadanía, en servicios de interés general de acceso universal, con sistemas tarifarios basados en subvenciones cruzadas so-

cialmente solidarias y justas; o Agua-Economía, en usos productivos que deben ser gestionados aplicando el principio de recuperación de costes. Actualmente, las presiones neoliberales en pro de la privatización de los servicios de agua y saneamiento, está agravando los problemas de acceso de los más pobres a estos servicios básicos, al transformar a los ciudadanos en clientes y aumentar la vulnerabilidad de los más débiles. Por otro lado, al tratarse de un servicio que se tiene que gestionar como un “monopolio natural”, no hay posibilidad de activar incentivos de competencia “en el mercado”.

De los diversos modelos de privatización existentes, el más extendido es sin duda el modelo “francés”, conocido por las siglas PPP (Partenariado-Público-Privado). Se promueven empresas mixtas, con un 51% de las acciones en manos públicas, cuyo control por los operadores privados transnacionales se asegura mediante el monopolio de la gestión y de la información; así como el control de compras, contratos y subcontratos, sin concurso público, en lo que se conoce como el blindaje del “mercado de inputs secundarios”. De esta forma, paradójicamente, en nombre del “libre mercado” se colapsa la competencia de mercado y se encarecen los costes del servicio.

Aunque se trata de un monopolio natural y no puede haber incentivos de competencia a través del mercado, sí puede y debe haber competencia a través de la transparencia y la información en lo que se conoce como estrategias de “benchmarking”. Para ello se requiere la acción de un regulador que fije indicadores y parámetros de gestión comunes de forma que se puedan comparar servicios de ciudades homologables.

En suma, frente a los problemas de opacidad, burocratismo e ineficiencia, que a menudo caracterizan la gestión pública tradicional, y las presiones privatizadoras, por otro lado, emergen nuevos modelos de gestión pública participativa, que perfilan avances democráticos en la gestión de servicios básicos, como los de agua y saneamiento, vinculados a derechos humanos y derechos de ciudadanía que, por su naturaleza, deben ser de acceso universal y gestionados desde la lógica del interés general.

Bibliografía

Albiac, J., Tapia, J., Meyer, A. y Uche, J. (2002). *Water demand alternatives to the Spanish National Hydrological Plan*. Ponencia presentada al the World Congress of Environmental Economists, Monterrey, California, Junio 2002

Arrojo, P., Atwi, M. y Miguélez, E. (2003). *The Real Cost of the Transfers: analysis and socio-economic assessment of the Ebro transfers included in the Spanish Nacional Hydrological Plan*. Editado por WWF-Ade-na. Madrid.

Arrojo, P. (2003). *El Plan Hidrológico Nacional: una cita frustrada con la historia*. RBA Editores-Integral. Barcelona.

Arrojo, P. y Aguilera F. (2004). *El agua en España: propuestas de futuro*. Editado por Fundación Alternativas y Ediciones del Oriente y el Mediterráneo. Madrid.

Arrojo, P. (2005). *El reto ético de la nueva cultura del agua: funciones, valores y derechos en juego*. Edt. Paidós. Barcelona.

Castro, E. (2004). PRINWASS, Proyecto de investigación financiado por la UE; <http://www.ox.ac.uk/~prinwass/es/argentina.shtml>

COMISIÓN EUROPEA (1997). *Proposal for a Council Directive Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy*, COM(97) 49 final, Bruselas.

CIS (Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive) (2003). *Guidance Document No 1. Economics and the Environment – The Implementation Challenge of the Water Framework Directive*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

CIS (Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive; Working Group 2B) (2004). *Assessment of Environmental and Resource Costs in the Water Framework Directive*, Information sheet prepared by Drafting Group ECO2, June 2004

COMISIÓN EUROPEA (2012). Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y

al Comité de las Regiones: Plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa, COM(2012) 673 final, Bruselas.

FNCA (Fundación Nueva Cultura del Agua). (2014). *Informe de Evaluación del Primer Ciclo de Planificación Hidrológica en España en aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA)*, Observatorio de las Políticas Públicas del Agua –OPPA.

<http://www.fnca.eu/images/documentos/ODMA/5%C2%AA%20FASE/Informe%20OPPA%20evaluador%201er%20ciclo%20planificaci%C3%B3n.pdf>

FNCA (2005) *Declaración Europea por la Nueva Cultura del Agua*. Fundación Nueva Cultura del Agua (Edt.). Zaragoza.

Funtowicz, S. O. y Ravetz, J. R. (1991). *A New Scientific Methodology for Global Environmental Issues*, in *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. Costanza, R. (ed). New York: Columbia University Press.

Funtowicz, S. O. y Ravetz, J. R. (1994). *The worth of a song bird: ecological economics as a postnormal science*. *Ecological Economics* Vol. 10, No. 3: 197-207.

Hanemann, M. (2003). “Appendix C- Economic findings and recommendations”. En: Fundación Universidad Politécnica de Cartagena (ed.) *A technical review of the Spanish National Hydrological Plan (Ebro River out-of-basin diversion)*. Murcia-Spain.

La-Roca, F. y Ferrer, G. (2007). *La economía en el desarrollo de la Directiva Marco del Agua*, Observatorio Medioambiental, Vol. 10: 179-198.

<http://www.ucm.es/BUCM/revistas/cca/11391987/articulos/OBM-Do7o711o179A.PDF>

López Gálvez, J. (2000). *Gestión del agua de riego en el Campo de Dalías. Proyecto de aguas subterráneas*. Fundación Marcelino Botín. Madrid.

MIMAM. (2000). *Plan Hidrológico Nacional – Análisis Económicos*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

MIMAM. (2003). *Estudio sobre el régimen de utilización y tarifas, documento nº6 de la Evaluación Ambiental de los Trasvases del Ebro previstos en el PHN*. Editado por el Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

MMA. (2006). *Informe Integrado de Recuperación de Costes de los Servicios del Agua en España*. (Artículos 5 y 9 y Anejo III de la Directiva Marco del Agua).

MMA. (2007). *Planificación Hidrológica. Síntesis de los estudios generales de las Demarcaciones Hidrográficas en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Naredo, J.M. (1987). *La economía en evolución. Historia y perspectivas de las categorías básicas del pensamiento económico*, Siglo XXI, Madrid.

Naredo, J. M. (2006). *Raíces económicas del deterioro ecológico y social. Más allá de los dogmas*, Siglo XXI, Madrid.

Pérez-Zabaleta, A. y San Martín-González, E. (2002). "Los planes hídricos ibéricos en el contexto internacional.", pp. 288-293, en DEL MORAL ITUARTE, LEANDRO (coord.): III Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión del Agua, La Directiva Marco del agua: realidades y futuros, (Comunicaciones), Fundación Nueva Cultura del Agua, Universidad de Sevilla y Universidad Pablo de Olavide, celebrado en Sevilla, 13-17 de noviembre de 2002

Sahuquillo, A. (2001). "Crítica a la justificación del trasvase Ebro-Júcar-Segura", en P.Arrojo. (coord.) *El Plan Hidrológico Nacional a Debate*, Bakeaz, Bilbao; pp. 453-465

VII - Eficiencia en la gestión del agua en el medio urbano

Francisco Cubillo

Canal de Isabel II

Pedro Arrojo

Universidad de Zaragoza

Introducción

La gestión del agua en el medio urbano ha evolucionado a lo largo de la historia en sintonía con las preocupaciones de las sociedades y los territorios en que se asientan. El primer y principal objetivo fue la vida y la protección de la salud; sigue siendo su función primordial, pero allí donde esto ya se ha conseguido con coberturas de suministro y saneamiento suficientes y abordables surgen nuevas metas, visiones y exigencias a la gestión del agua.

La evolución más generalizada ha sido la de entender la gestión del agua urbana como algo más que el mero manejo de un recurso natural y un bien. El recurso agua se gestiona mediante su captación, tratamiento y distribución, haciendo posible su utilización con la consiguiente modificación de sus características; tras su uso se recolectan los vertidos residuales para poder tratarlos y devolverlos al medio natural. Todo esto se hace con la finalidad última de la prestación de un servicio, un servicio, el cual resulta esencial y que posibilita el uso y consumo del agua en unas condiciones determinadas de cantidad y calidad y en general en cualquier momento del día y época del año. La disponibilidad de agua apta para consumo en las condiciones adecuadas y la posibilidad de deshacerse de los resi-

duos a través del alcantarillado, es la esencia de ese servicio. Como cualquier cometido es susceptible de diferentes niveles de cumplimiento en cualquier momento y circunstancia y por consiguiente su valoración se debe realizar sobre consideraciones de riesgo; pues su incumplimiento cuenta con una cierta probabilidad y generaría unas consecuencias e impactos de muy diverso alcance dependiendo de la naturaleza, contexto, duración y localización del fallo.

Hacer posible la prestación de estos servicios, se sustenta sobre la utilización y modificación del recurso natural agua, pero precisa de infraestructuras y tecnologías que hagan posible cada una de las etapas mencionadas de captación, tratamiento, distribución, recolección, depuración y devolución al medio natural. Todos estos procesos e infraestructuras constituyen una pieza fundamental en el conjunto de los sistemas de gestión del agua en el medio urbano, de forma que dicha gestión de este recurso no puede entenderse si no es como un manejo integrado de agua, infraestructuras y niveles de servicio.

Lo expuesto hasta aquí es aplicable para el medio urbano pero es igualmente válido para la gestión del agua en general, con independencia del grado de desarrollo de las infraestructuras, tecnologías, disponibilidad y características del agua, y de los requisitos normativos y de regulación que establezcan las condiciones en que se deben prestar los servicios.

La prestación de estos servicios requiere inversiones en infraestructuras y gastos para el mantenimiento y operación de las mismas, así como de gestión y atención a todos los elementos que aseguran dichos servicios. La financiación de las inversiones, los gastos y su repercusión en los ciudadanos, es aplicada según variados modelos de reparto y valoración y es asumida de muy diversas maneras según los diferentes contextos económicos y sociales. La sociedad, los ciudadanos, en los que siempre acaban repercutiendo los costes de la disponibilidad de estos servicios en forma de tarifas, tasas o impuestos, exige valores cada vez mayores de los niveles de calidad de servicios prestados, y así surgen dos de los grandes retos que ha de afrontar la gestión del agua: garantía de servicio y eficiencia de gestión que asegure los costes adecuados a los niveles de servicio proporcionados.

La consideración de eficiencia ya no se limita a los aspectos meramente económicos y su vinculación con los costes y tarifas óptimas

para cada contexto social. La eficiencia tiene que contemplar todas las connotaciones ambientales, en las que se presta el servicio, así como las derivadas del tipo de prestación que se realice y del uso del recurso agua que se haga. Y al incorporar las connotaciones ambientales se están incorporando de forma implícita y explícita los principios de sostenibilidad en su sentido más amplio con todas las implicaciones de proyección de futuro y durabilidad.

Por consiguiente, la gestión del agua en el medio urbano hoy en día pasa por la integración de todas las consideraciones indicadas, que se pueden sintetizar en:

- Un **objetivo** principal, la prestación de un servicio con una clara identificación de los niveles de aseguramiento y riesgos de su incumplimiento
- Un **condicionante** primordial, la sostenibilidad ambiental de todos los procesos, empezando por la captación del recurso realmente disponible en términos sostenibles, continuando con políticas de operación y con la devolución al medio natural con las características que pueda asimilar para el mantenimiento, y del buen estado ecológico de las masas de agua.
- La **meta** de obtención de la máxima eficiencia económica en el conjunto de las labores de operación, planificación de inversiones y actuaciones en general que aseguren el cumplimiento de los objetivos de servicio y ambientales al mínimo coste.
- Un **medio**, la aplicación de buenas prácticas de gestión que permitan el alcance de los objetivos, metas y condicionantes indicados, mediante la incorporación de los recursos, métodos y tecnologías adecuados, junto con técnicas de gobernanza eficaz, sostenibilidad financiera, gestión eficiente de infraestructuras, equipos humanos capaces y adaptables, integración institucional y legal, y transparencia que permita el conocimiento por la sociedad de los elementos de prestación de un servicio esencial.

No es posible abordar en detalle todos estos temas en un documento como el presente, razón por la cual se va a limitar a aquellos aspectos que a juicio del autor merecen una mayor atención por la oportunidad existente en la actualidad para su revisión y actualización, y por la trascendencia que de ello puede derivarse en la mejora de la gestión.

Los apartados a abordar son la eficiencia en la operación y planificación y la inclusión del riesgo como elemento de valoración del servicio.

1. La eficiencia en la operación y planificación

La máxima eficiencia sólo se puede alcanzar como combinación de un buen ejercicio previo de planificación y la aplicación de las mejores prácticas de operación adaptadas a las circunstancias y condiciones que se presenten en cada momento. Por esta razón, en este apartado se recogen conjuntamente las consideraciones a incorporar tanto en la planificación de los sistemas urbanos de agua como en su operación. La exposición se ha ordenado comenzando en lo relativo a la operación, por ser éste un proceso obligado para cualquier gestor de sistemas de cualquier tipo. Aun cuando se realicen las mejores prácticas en la planificación de los horizontes de futuro, siempre hay que afrontar la realidad del momento, derivada de las prácticas de planificación del pasado, e inevitablemente se ha de resolver cada escenario con las soluciones operativas que persigan la máxima eficiencia de cada circunstancia.

La primera cuestión a precisar es la consideración que aquí se hace del concepto de **eficiencia**. Si la eficiencia de un sistema se mide por el grado de utilización de recursos para la consecución de un fin determinado, en la gestión de agua urbana los recursos a considerar son tanto los de carácter natural como los económicos para la implantación y operación de las infraestructuras necesarias. El fin consiste en el cumplimiento establecido, tanto de las expectativas de los ciudadanos/clientes que perciben el servicio de agua, como de las condiciones de sostenibilidad del conjunto. En estas condiciones de sostenibilidad se pueden incluir tanto las de carácter ambiental en su sentido más amplio como las de sostenibilidad financiera del conjunto de procesos de gestión. La principal dificultad para el establecimiento de fines en términos de sostenibilidad radica en la gran diversidad de puntos de vista y posiciones existentes. En todo caso, para valorar la eficiencia de cualquier solución resulta imprescindible establecer los términos y objetivos de sostenibilidad, ya sea cuando se establezcan sobre meras hipótesis de referencia o cuando se cuente con bases de información recabada en campañas para el conocimiento de las preferencias sociales.

Aquí se va a considerar como eficiente la solución, de operación o planificación, que consiga el menor coste económico, para el cumplimiento de unos determinados objetivos, establecidos en términos de calidad de servicio y de condiciones ambientales y económicas en cada horizonte de futuro.

Otra cuestión previa a precisar es la **frontera** entre lo que se considera **planificación y operación**. Hay aspectos que se identifican siempre con la operación, como es el manejo de las infraestructuras y equipos existentes o la atención a los clientes y ciudadanos “del presente”. El mantenimiento de dichas instalaciones e infraestructuras en lo relativo a la inspección y reparaciones y reposiciones de poca entidad está claramente incluido en lo que se considera operación.

El ejercicio de análisis de los horizontes de medio y largo plazo y el planteamiento de soluciones para cada caso, independientemente de cuándo haya de iniciarse la implantación de tales soluciones, cae en lo que se denomina planificación. Los horizontes de medio y largo plazo se establecen de forma diferente para cada contexto y caso, oscilando desde los análisis vinculados a la asignación de recursos y derechos de agua, que contemplan el futuro a 25 y 50 años (así es en muchas zonas desarrolladas del planeta) a los vinculados a la ejecución de infraestructuras en los que los horizontes se acercan al momento de análisis y se sitúan entre los 5 y los 20 años.

Un ámbito difuso en el establecimiento de la frontera se plantea en lo que en algunos casos se denomina **planificación operativa** (el propio término lo sitúa en ambas funciones). Este enfoque se aplica a la toma de decisiones para el aseguramiento de los niveles de servicio en los horizontes de corto plazo mediante la consideración de diferentes opciones en cuanto al uso de recursos y derechos concesionales, tales como los recursos compartidos o reservas estratégicas, o la ejecución de obras e inversiones con carácter de urgencia para afrontar escenarios de riesgo en hipótesis con una probabilidad significativa de ocurrencia en el corto plazo.

En la planificación operativa las consideraciones metodológicas rigurosas de búsqueda de eficiencia económica son importantes pero de difícil aplicación por cuanto el equilibrio entre costes y riesgos, cuando se trata de plazos cortos, se suele decantar por la minimización de riesgos en lo simplemente factible. El ejemplo de la gestión de situaciones de escasez por sequía con alto riesgo de restricciones de suministro a las poblaciones, tanto en lo que se aproxima a dichas circunstancias como cuando se está

inmerso en una de esas situaciones críticas, es paradigmático en cuanto a la aplicación de soluciones costosas para paliar y resolver dichas situaciones en las que se ven alteradas, o en gran riesgo de alteración, las normales condiciones de servicio y disponibilidad de agua.

Con la excepción de los episodios de contingencia o alto riesgo de incurrir en ellas, se puede considerar que los escenarios de **planificación** empiezan en el análisis de los horizontes que van más allá de los plazos de diseño, tramitación y realización de las inversiones e infraestructuras necesarias, lo que suele coincidir con los 4 años.

La otra cuestión difusa es la frontera entre **el mantenimiento preventivo y la renovación y reposición de infraestructuras**. Aquí se defiende y considera que todas las actuaciones de reposición y renovación de infraestructuras deben incluirse dentro de la planificación y plantearse con la visión de futuro y sostenibilidad que debe impregnar cualquier tarea de planificación de largo plazo. La programación de dichas actuaciones ha de tener un carácter de continuidad temporal y los horizontes de futuro representan hitos de referencia y control, sin diferenciarse en nada de los de corto plazo.

Los planes de renovación deben atender al mantenimiento de la capacidad productiva de las infraestructuras, pero también deben incorporar consideraciones de riesgo a la hora de determinar las prioridades de actuación y así conseguir la máxima eficiencia global, a la vez que integrar las necesidades de modificación de las dimensiones de las infraestructuras a renovar o de su ubicación y condiciones.

El **mantenimiento correctivo**, que atiende a todas las incidencias y perturbaciones del servicio, se incluye generalmente en la operación, aun cuando en su realización incorpore inversiones y reposición de equipos e infraestructuras.

Las labores de reposición con carácter de urgencia que pueden surgir en la operación, no se deben considerar dentro de la planificación ya que no han sido planificadas y deben restringirse a lo inevitable, pues sin lugar a dudas serán menos eficientes que las diseñadas y ejecutadas sin las premuras de la urgencia. Esta consideración no significa que no se deban prever asignaciones presupuestarias genéricas para la resolución de esta casuística que se presenta en cualquier sistema de infraestructuras. El mantenimiento preventivo basado en fiabilidad debe ser parte de los principios de operación, pero la componente de

inversiones ordenadas de renovación y reposición debe incluirse en planificación, al margen de los criterios que en cada caso se sigan a la hora de contabilizar estas actuaciones como inversiones o gastos.

1.1. Eficiencia en la operación

Las bases para una operación eficiente se construyen para optimizar el riesgo de incumplimiento de los niveles de servicio establecidos y las posibilidades de aprovechamiento de las capacidades estructurales reales para atender a las circunstancias y patrones de consumo que se produzcan.

Mientras que no se cuestiona que la planificación es un ejercicio en el que la variable tiempo es primordial, en la operación el alcance del factor temporal es algo frecuentemente ignorado, asumiendo que todo puede analizarse como si sucediese en un instante. Asumir este carácter de atemporal es fuente de errores importantes y causa de aplicación de actuaciones poco eficientes. Aclarar la forma de considerar la variación temporal en las decisiones de operación es un buen punto de partida para abordar la eficiencia. En las decisiones de operación el “presente” puede ser tanto un valor instantáneo o abarcan un periodo diario e incluso anual.

En efecto, el “presente” en los procesos de gestión del agua tiene una gran variabilidad temporal. Las condiciones climáticas varían con las estaciones y con las horas del día, y el consumo y las actividades que utilizan el agua reflejan y están estrechamente relacionados con esta variabilidad. La operación de los sistemas de agua debe tener en cuenta esta característica y su eficiencia pasa por la utilización de los escenarios de consumo más adecuados para cada decisión. Por ejemplo, para decidir los caudales de llenado de un depósito se puede utilizar el consumo máximo previsto en las próximas 24 horas y no necesariamente el valor medio anual o el máximo registro histórico.

La primera ocasión de eficiencia en la operación se presenta por tanto en la forma de determinar dichos escenarios y adaptarse a su variación. Los contextos de riesgo de incumplimiento de los objetivos de servicio, son consecuencia de las diferencias existentes entre estos escenarios y la capacidad de manejo de los sistemas e infraestructuras y las disponibilidades reales de agua.

El objetivo a emplear para determinar la operación eficiente se constituye con los niveles de garantía de servicio (riesgo) establecidos para ese escenario “presente” en el intervalo temporal considerado (máximo un

año), junto con los valores establecidos como objetivo para este mismo periodo en los posibles planes de estratégicos de la empresa. En este caso, solo se tendrán en cuenta aquellos componentes de los planes estratégicos cuyo cumplimiento dependa exclusivamente de la operación y no de las actuaciones de inversión y ejecución establecidas en la planificación y que no tengan una relación directa con los niveles de garantía de servicio presentes. Entre los ejemplos más frecuentes de este tipo de objetivos estratégicos destacan: niveles de pérdidas reales, agua producida que no genera ingresos o reducción de costes energéticos. En realidad todos estos objetivos deberían considerarse de forma secundaria respecto a los vinculados al aseguramiento de la calidad de servicio, pero no deberían ignorarse si marcan y condicionan las políticas de operación del momento.

El nivel de servicio “presente” está directamente relacionado con el consumo que se puede producir en el ciclo anual de futuro inmediato y con sus diferentes patrones de variación estacional, diaria y horaria. Una política de eficiencia en la operación debe tener en cuenta los distintos patrones de consumo que se pueden producir en cada zona del sistema que se opera, junto con los escenarios e hipótesis significativas que puedan suceder. La figura VII.1 muestra un ejemplo de la variabilidad horaria y diaria en un sistema de suministro en tres meses diferentes.

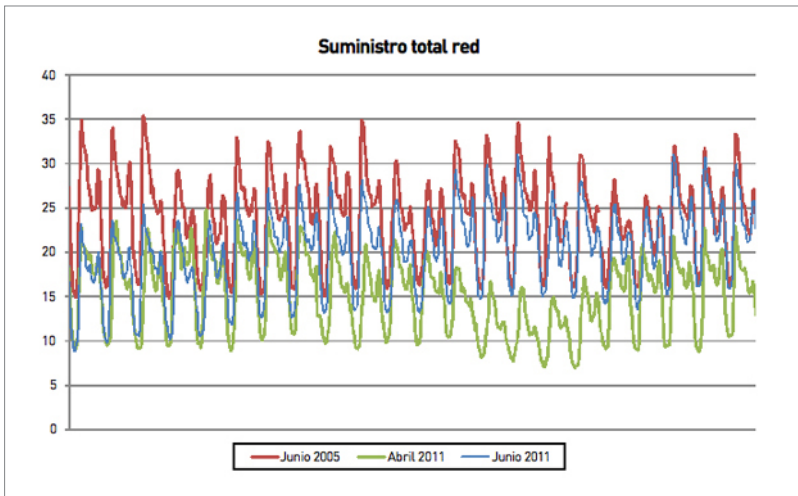


Figura VII.1. Variabilidad temporal de la demanda en un sistema de suministro.
Fuente: *Elaboración propia.*

Es necesario recurrir a los valores registrados disponibles, no hay mejor referencia, pero los valores registrados (sin entrar en consideraciones sobre su fiabilidad) son la consecuencia de las circunstancias del momento pasado en que se registraron, que no tiene por qué coincidir con el presente y desde luego no tienen por qué corresponder con los que se considere que deben enmarcar la operación o los riesgos objetivo del momento.

Los parámetros de consumo de referencia incluirán los valores máximos, medios y mínimos horarios, diarios, mensuales y anuales esperables en el ciclo anual de futuro inmediato. Si el sistema de agua urbano atiende a más de un municipio o a zonas o barrios con características muy diversas (viviendas secundarias, niveles de renta, tipología urbanística, actividad turística) deberá particularizar estos valores de referencia para cada zona y tipo. En la figura VII.2 se muestra el ejemplo evolución de consumos unitarios medios diarios por vivienda en usos domésticos en zonas de diferentes características.

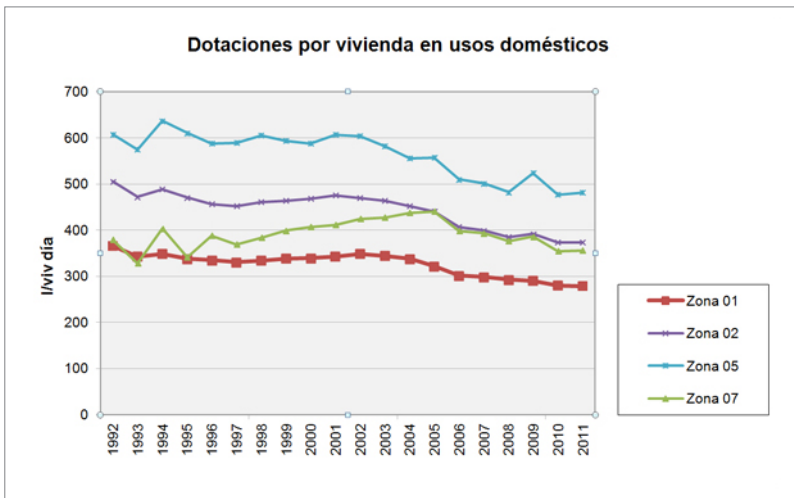


Figura VII.2. Variabilidad zonal de la demanda en zonas de suministro de la Comunidad de Madrid. Fuente: *Elaboración propia.*

En el establecimiento de los valores de referencia se definirá un marco de probabilidad de ocurrencia de escenarios climáticos y de ac-

tividad en todo aquello que determine el uso del agua. En el caso de los valores máximos de consumo diario esperables es conveniente definir un escenario de temperatura máxima diaria (a lo que siempre le corresponderá una probabilidad de ocurrencia) junto con una hipótesis de presencia y actividad de las unidades de consumo. En las zonas residenciales se puede emplear la definición de un día laborable en la época en que no se han iniciado los movimientos vacacionales y con la ocurrencia de las máximas temperaturas diarias de referencia. Esto no es aplicable para las zonas con gran dependencia de la actividad turística donde el escenario de referencia de máximos habrá que situarlo en la época de máxima actividad turística o estacional.

En cada caso, además de formular las cuantías de consumo real esperado en las unidades de uso y consumo debe complementarse con todos los componentes del uso del agua que no están vinculados a usos y consumos individuales, tales como usos de operación de las infraestructuras o pérdidas aparentes y reales, etc.

La precisión en la estimación de estos valores de consumo de referencia depende mucho del grado de conocimiento que se tenga de los microcomponentes del consumo (grifos, duchas, lavado de ropa, etc.) y de su relación con las variables que lo determinan. Por este motivo, es importante destacar la gran oportunidad que existe en la adquisición de conocimiento particularizado sobre los microcomponentes de consumo en cada zona significativa atendida por los sistemas hídricos. La utilización de valores reflejados en la bibliografía es el único recurso disponible allí donde no exista esta información precisa, pero la aplicación de valores registrados en otras zonas debe pasar por una constatación de la similitud en las características y su extrapolación fiable al caso de que se trate.

La precisión en el conocimiento de los componentes del consumo global de los que se desconoce su ubicación y cuantía precisa, tales como los fraudes, roturas, pérdidas o usos autorizados no medidos, es siempre menor que los registrados y tienen una mayor incertidumbre a la hora de definir su distribución y cuantía en los escenarios de referencia. La utilización de esquemas estándares internacionales de segregación de los componentes de *Agua No Controlada* facilita la comprensión y gestión de estos valores y orienta sobre las posibilidades para contribuir a la eficiencia en la operación. La figura 3 recoge la propuesta de la International Water Association (IWA) para la elaboración de los balances de agua en un sistema de abastecimiento.

Agua Derivada	Consumo Autorizado Total	Consumos facturado autorizado	Consumo medido facturado (incluyendo el agua exportada)	Agua facturada	
			Consumo no medido facturado		
	Pérdidas de agua totales	Consumo autorizado no facturado		Consumo medido no facturado	Agua no facturada
				Consumo no medido no facturado	
	Pérdidas aparentes			Usos no autorizados (incluidos robos)	
				Inexactitudes de medida	
	Pérdidas reales			Fugas principales de transmisión o distribución	
				Fugas y desbordamientos en depósitos	
			Fugas en las conexiones de servicio con los contadores		

Figura VII.3. Balance de componentes del agua controlada y no controlada.
 Fuente: *Performance Indicators for Water Supply Services*, IWA Publishing..

Una vez establecidos los marcos de referencia de objetivos a cumplir en el presente y los valores del consumo y uso del agua en los escenarios seleccionados, se puede proceder a la identificación de opciones para el cumplimiento de los objetivos y la posterior evaluación de los costes e implicaciones de cada uno de ellos. Aquí vuelve a plantearse la dificultad de restringir las opciones a aquellos aspectos que se manejan exclusivamente desde la operación. Los verdaderos márgenes de actuación dentro de la operación serán solamente aquellos que no estén incluidos en las acciones planificadas y de implantación de duración prolongada.

El margen de actuación es francamente pequeño si los análisis se limitan a los escenarios presentes con los límites presupuestarios establecidos a priori en mantenimiento y operación.

El verdadero margen de actuación reside en la capacidad de adaptación y rentabilización de las holguras que existan por sobredimensionamientos existentes en los componentes significativos del sistema o en las previsiones presupuestarias y desde luego en unas buenas prácticas de gobernanza y gestión.

La clave de la eficiencia en la operación está en la realización de un diagnóstico actualizado, en la identificación de los factores y componentes que representen riesgos respecto al cumplimiento de los objetivos y en la capacidad de adaptación a la diversidad de circunstancias en las zonas y en la presentación en el tiempo de las condiciones reales. No hay forma de determinar una solución óptima, por cuanto no se conocen a priori las circunstancias que se van a afrontar, pero si se pueden optimizar los costes finales de operación mediante la identificación de un conjunto de parámetros y umbrales de referencia de cambios en las políticas de intervención y así asegurar la mejor relación entre costes y riesgos a lo largo del ciclo anual.

El cumplimiento de los objetivos establecidos en los planes estratégicos (si existen) dependerá de la casuística de cada caso y sistema. Por ello se va a asumir como valor de referencia en este caso el único elemento común de todo sistema urbano que es la calidad de servicio. Se pueden tomar como referencia dos parámetros de calidad de servicio: el aseguramiento de la disponibilidad de recurso para el suministro de la demanda total y el aseguramiento de la continuidad del servicio en los estándares de calidad del agua y condiciones hidráulicas comprometidos o fijados por el marco legal.

Se puede manejar una función de costes-riesgos en la que se distinguen tres zonas: 1) las situaciones de bajo riesgo en las que no se modificarán las pautas de operación, 2) las de riesgo significativo en las que se justifica el aumento de los costes y problemas de operación y 3) las de contingencia en las que se justifica el máximo de intervención y donde a los costes de operación hay que añadir los de daño a la imagen y malestar social por las afecciones ya producidas.

En las hipótesis situadas en la zona 1 las soluciones serán siempre las que aseguren el correcto funcionamiento al menor coste, generalmente la distribución de costes se concentra en los energéticos y en los de reactivos y procesos de tratamiento y depuración, dejando poco margen de intervención en los de personal. En estos casos la reducción de costes no debería dar lugar a un aumento del riesgo.

En las hipótesis situadas en la zona 2, de riesgo significativo de incumplimientos, es donde se presentan los verdaderos retos y oportunidades para la operación eficiente, conjugando los incrementos de costes de operación y la reducción de los riesgos con valores notables por su componente de probabilidad de ocurrencia. Si estas hipótesis son conocidas, así

como la probabilidad de que se produzcan, formarán parte de las políticas de actuación y tendrán habilitados los presupuestos y mecanismos de actuación correspondientes. También deberían formar parte de las consideraciones en los objetivos de corto plazo. La eficiencia en estas circunstancias se medirá por la aproximación a las previsiones realizadas para ellas, aunque un planteamiento estrictamente económico buscaría el valor óptimo derivado de los costes y las penalizaciones por incumplimientos de los niveles de servicio. Los costes sociales y de imagen suelen pesar tanto que en la mayoría de los casos determinan la adopción de las soluciones que rebajen el riesgo hasta los niveles asumibles económicamente.

La búsqueda de un valor óptimo de consumo en cada escenario del ciclo anual presente dentro de las posibilidades de intervención en plazos de ciclo anual, solo se puede plantear en políticas de gestión de la demanda y de reducción del agua no controlada. Las políticas de gestión de la demanda solo van a surgir en el corto plazo en forma de llamadas a cambios de hábitos de consumo y ello solo ocurrirá por estar en situaciones de riesgo significativo de insuficiencia de recurso, escasez o sequía. En estos casos es importante manejar hipótesis realistas basadas en experiencias y estudios realmente contrastados y aplicables a las circunstancias de demandas de cada caso con elasticidades muy realistas para su consecución en el corto plazo. En la figura VII.4 se muestra un esquema para considerar vinculaciones entre elasticidades potenciales permanentes y coyunturales.

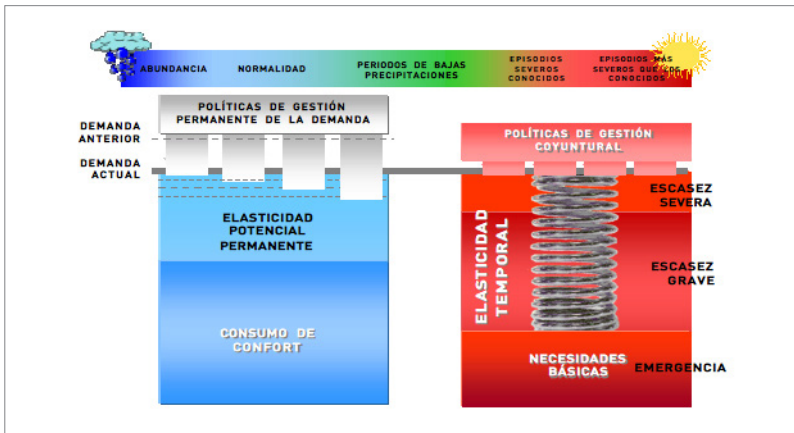


Figura VII.4. Elasticidad de la demanda.

Fuente: *Manual de Abastecimiento. Canal de Isabel II.*

En cuanto a las posibilidades de gestión eficiente del agua no controlada en el corto plazo (un ciclo anual) e independiente de las existentes con planteamientos de medio y largo plazo, se tienen que limitar a la búsqueda de la mayor rentabilidad de los costes de gestión activa de agua no controlada en horizontes inmediatos. Son conocidos los planteamientos para el cálculo de los niveles económicos de pérdidas en los sistemas de distribución, en los que se busca el punto de equilibrio entre los que cuesta evitar que se pierda un volumen de agua y lo que cuesta “producir el volumen marginal equivalente” en su sentido más genérico. En estos planteamientos las soluciones más eficientes son las basadas en renovación de infraestructuras y gestión de presiones, pero ambas solo se pueden plantear en horizontes de medio y largo plazo. En el corto plazo las posibilidades están en la mejora de los procedimientos para la resolución de roturas con pérdida de agua y en el empleo de métodos y tecnologías que permitan detectar, localizar y reparar los puntos en los que se pierde el agua por fisuras y roturas ocultas. Mientras el agua que se evita perder cueste más que lo empleado en detectarla y repararla la solución será eficiente (aún cuando en un análisis de más proyección temporal no sea la mejor solución). El empleo de técnicas de sectorización de redes y monitorización distribuida puede contribuir a una mayor eficiencia en la detección y localización, pero en todo caso el valor que puede acabar condicionando una política de lucha contra las fugas recaerá en los costes de perturbación del servicio derivados de esos caudales distribuidos y no controlados o de los derivados de la reparación cuando se localizan, y en esas circunstancias la mera valoración económica del agua perdida resultará insuficiente para una solución eficiente global.

En las hipótesis de zona 3, cuando se han producido las circunstancias de contingencia en las que ya se están incumpliendo los niveles normales de servicio, la operación entra dentro del apartado especial de la gestión de contingencias y crisis, y los planteamientos de eficiencia tienen una componente social tal, que las consideraciones económicas son relegadas a un papel secundario y lo que mejor serviría para valorar la eficiencia sería la capacidad para recuperar las condiciones de normalidad y la resiliencia de los sistemas. Pero la construcción de la resiliencia de un sistema entra de lleno en las políticas de largo plazo y por tanto en la planificación.

1.2. Eficiencia en la planificación

Independientemente de las consideraciones expuestas para diferenciar lo que aquí se incluye en el apartado de planificación u operación, es importante destacar que la solución más eficiente siempre será el resultado de una reflexión completa, con todas las consideraciones de futuro y ese es uno de los atributos principales de la planificación.

Planificación es mirar al futuro y decidir sobre las actuaciones que permitirán afrontar los escenarios que se pueden presentar en los distintos horizontes de futuro. Planificar es gestionar la incertidumbre que lleva implícita cualquier consideración sobre el futuro.

Así como en el apartado sobre la operación se destacó la importancia de la variabilidad temporal en los escenarios inmediatos y de corto plazo en lugar de las simplificaciones de una foto fija, en la planificación la variación en la evolución con sus consiguientes oscilaciones es una consideración esencial. En las demandas se suelen afrontar tendencias de crecimiento, pero en las infraestructuras y todo lo vinculado con ellas es fundamental asumir que lo único estable es la decadencia y deterioro hasta el final de la vida útil.

En cada escenario e hipótesis de futuro se presentarán unas determinadas circunstancias que se deberán afrontar desde la operación aprovechando las holguras y opciones de eficiencia de operación mencionadas en el punto anterior. Las posibilidades y prácticas de operación son una consideración primordial a tener en cuenta a la hora de planificar, pero los pilares principales del ejercicio de planificación son: la identificación de las circunstancias que se pueden producir en los horizontes de futuro significativos, la definición de los objetivos a conseguir en cada caso y la selección de las mejores opciones para alcanzar dichos objetivos.

En el ejercicio de selección de actuaciones se deben considerar de forma equiparable todo tipo de opciones y no sólo aquellas que representen la ejecución de infraestructuras con sus correspondientes necesidades de inversión y financiación. Se deben incluir, por tanto, todas las otras actuaciones no estructurales que puedan contribuir al cumplimiento de los objetivos. La selección debe basarse en el análisis de las opciones que cumplen los objetivos y representan los menores costes totales (económicos, sociales y ambientales) con toda la valora-

ción de sostenibilidad en cada una de las alternativas. Las actuaciones incluirán tanto las de tipo técnico como las legales, administrativas, de financiación y de información y participación pública.

La planificación se presenta al menos en dos tipos de enfoques: los de índole estratégico y los vinculados a garantizar el servicio en los términos fijados. En este documento solo se aborda lo relativo al aseguramiento del servicio, aunque esto siempre se pueda ver condicionado o influido por otras consideraciones u objetivos contempladas en la planificación estratégica.

Las claves para la eficiencia en la planificación residen en la identificación de las actuaciones que con menor coste total permitan la mejor adaptación a los escenarios que de verdad se presenten en el futuro. Dado que no se conoce el futuro hasta que no sucede, la verdadera valoración de la eficiencia de un ejercicio de planificación solo se podría realizar con miradas al pasado desde cada momento presente, con un análisis de lo que hubiera sido mejor decidir en el momento de planificar para cumplir con las circunstancias que realmente se han presentado y su evolución en el tiempo. Este análisis no es una práctica habitual, aunque aportaría enseñanzas útiles, de hecho las prácticas habituales van en un sentido muy diferente, y es sentir común de muchos planificadores el convencimiento de que nadie revisará y comprobará lo acertado de un ejercicio de planificación del pasado.

Si hubiera que destacar una relación de buenas prácticas para buscar la eficiencia en la planificación se deberían incluir al menos las siguientes:

- a) Elaboración de diagnósticos precisos de las situaciones de base.
- b) Identificación de objetivos precisos y cuantificables con su correspondiente asociación de riesgos.
- c) Prognosis fundamentadas de evolución de demandas, disponibilidades y condiciones de operatividad de infraestructuras y equipos.
- d) Realización de análisis de alternativas para los horizontes establecidos con valoraciones realistas de los plazos de implantación de cada alternativa.
- e) Consideración de todo tipo de alternativas, y no solo estructurales, con su factibilidad y costes totales.
- f) Identificación de los componentes principales de la incertidumbre y el análisis de rentabilidad y financiación global de cada una de las alternativas.

- g) Selección de la solución más eficiente entre las que optimicen riesgos de incumplimientos con costes de actuación en el conjunto de horizontes planificados.
- h) Consideración de hitos de revisión para la posible modificación y adaptación.

Los **diagnósticos** se deben basar en valoraciones de riesgos de incumplimiento de condiciones de servicio, manejando términos y valores bien definidos para todos los episodios, hipótesis y escenarios con una cierta probabilidad de ocurrencia, y no simplemente en la cuantificación de los fallos producidos.

En términos similares a los empleados para el diagnóstico se fijarán los **objetivos** a cumplir en cada uno de los horizontes de planificación, y siempre con su atributo de riesgos asociados.

En cuanto a horizontes, ya se ha indicado al principio de este apartado que se deben diferenciar los correspondientes al aseguramiento de la disponibilidad de recursos para atender a la totalidad de las demandas, de los de aseguramiento de la continuidad del servicio mediante la construcción de infraestructuras. En el primer caso se deben considerar intervalos que lleguen hasta los 50 años y en el segundo entre los 5 y los 20. Los plazos de implantación eficaz de las soluciones de cada tipo determinan los horizontes mínimos a considerar así como los requisitos fijados en los marcos normativos de obligado cumplimiento como es el caso de la DMA.

Las **previsiones** de evolución de los componentes principales del ejercicio de planificación deben basarse en el empleo de las variables realmente explicativas de los valores finales para el cálculo y muy especialmente en el empleo de aquellas variables explicativas de las que se disponga de ejercicios documentados, o respaldados institucionalmente, de prognosis a futuro. Ante la falta de estas condiciones o de normativa orientadora de los valores a emplear o la falta de información más precisa, se formularán escenarios e hipótesis de referencia como es el caso de las previsiones de disponibilidades de agua vinculadas al cambio climático.

La previsión de evolución de la demanda es uno de los elementos clave para los análisis de futuro. La primera y principal consideración a la hora de valorar las cuantías de la demanda en los horizontes de futuro es separar

los volúmenes y caudales que se usan y consumen en puntos y destinos conocidos y controlados de aquellos de los que no se tiene constancia fiable de su ubicación o cuantía. En suma, diferenciar los usos controlados de los no controlados entre los que se incluyen las pérdidas reales, los fraudes, etc.

La predicción de los valores de futuro dependerá en el caso de los usos controlados de la evolución de las unidades de consumo y sus consumos unitarios y en el segundo, de las políticas de la entidad responsable de la prestación del servicio de abastecimiento en lo relativo a la gestión de pérdidas reales, agua no contabilizada y agua no facturada o que no produce ingresos.

Es fundamental manejar para cada horizonte de futuro los parámetros que permitan tomar las decisiones de planificación, estos valores se pueden resumir en los siguientes:

- a) Volumen anual de recurso bruto necesario. Cuando haya captaciones independientes para los sistemas de suministro se necesitarán estos valores para cada punto de captación. El volumen necesario tendrá en cuenta las consideraciones de escenarios climáticos potenciadores e inhibidores del consumo.
- b) Distribución estacional o mensual de los volúmenes de recurso bruto necesario. El volumen necesario tendrá en cuenta las consideraciones de escenarios climáticos potenciadores e inhibidores del consumo.
- c) Valores máximos de consumo diario de diseño en cada zona o sector que compartan depósitos reguladores o estaciones de tratamiento para agua apta para consumo y para los de agua regenerada. Tanto en agua para consumo como en agua regenerada los valores de diseño tendrán en cuenta hipótesis de diferentes climas y circunstancias en general.
- d) Distribuciones horarias de demandas con patrones diferenciados para cada zona o sector homogéneos en cuanto al consumo.
- e) Elasticidades potenciales para la reducción de los parámetros arriba indicados en circunstancias de contingencia y como respuesta a medidas o estímulos de distinto tipo y naturaleza.

Es muy importante destacar que estos valores deben calcularse atendiendo a consideraciones de evolución de número de unidades de consumo previstas en cada horizonte, así como de los consumos unitarios en cada tipo de uso y que no tiene por que basarse en los registros

históricos o tendencias, sino en análisis lo más precisos posibles con cálculos basados en la mayor segregación posible de microcomponentes de las demandas y los factores que explican sus cuantías.

Igualmente es necesario precisar las predicciones de caudales en los sistemas de saneamiento y depuración que estarán vinculados con los de usos y consumos de abastecimiento, junto con los de drenaje de lluvias y del estado de las infraestructuras de recolección y transporte de las aguas residuales y pluviales.

En el caso de la determinación de valores para caudales de saneamiento y depuración se debe aplicar criterios que aprovechen el conocimiento de la segregación de consumos y microcomponentes de la demandas de abastecimiento.

La eficiencia de la planificación va a depender en gran medida de los valores que se establezcan en los parámetros vinculados a la demanda que se han expuesto anteriormente, ya que las necesidades de intervención, ya sean estructurales o de otro tipo se van a desarrollar para atender a dichos valores.

En el conjunto de soluciones y actuaciones debe haber una combinación de las de tipo preventivo, resolutivo y de mitigación. En cada caso pueden ser necesarias las inversiones en infraestructuras, pero en todas ellas serán necesario el establecimiento de buenas prácticas y actuaciones de gestión no estructurales.

2. Riesgo y calidad de servicio

Como se ha indicado en la introducción, en ningún contexto se puede asegurar el cumplimiento continuado de los niveles de servicio a todos los clientes y en toda circunstancia. El planteamiento del riesgo surge como valoración de la probabilidad de ocurrencia de episodios que alteren el normal funcionamiento de las infraestructuras y equipos o el balance entre la disponibilidad de agua en las condiciones hidráulicas y de calidad adecuadas, y los patrones de consumo de cada momento. La vinculación de la probabilidad de ese tipo de episodios con las consecuencias que de ellos se deriven, tanto en su aparición como en los derivados de su resolución o reparación, configura una cuantía de riesgo. En la figura VII.5 se ha reflejado una típica distribución de riesgos en un sistema de abastecimiento, donde en el eje horizontal se reflejan los

impactos que corresponderían a cada tipo de episodio y en el eje vertical la probabilidad de que suceda cada tipo de episodio.

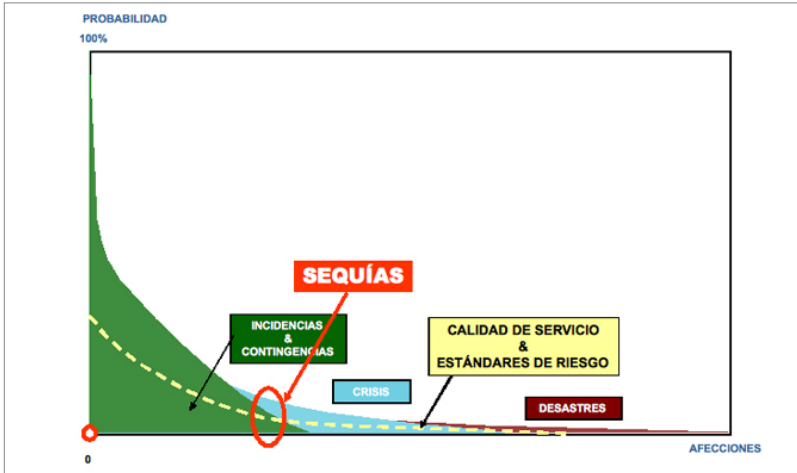


Figura VII.5. Distribución de riesgos en un sistema de abastecimiento. Fuente: Elaboración propia.

Además de los riesgos directos a las vidas y propiedades vinculados a fenómenos naturales o a otro tipo de situaciones provocada por factores ajenos a los relacionados directamente con la prestación de los servicios urbanos de agua, los primeros a considerar son los que influyen en el cumplimiento de los niveles de servicio junto con los que en el ejercicio de la gestión de las infraestructuras e instalaciones y la prestación del servicio puedan determinar impactos al medio ambiente y a los resultados económicos de la gestión de los servicios, que son principalmente financieros y comerciales.

En lo tocante al servicio conviene diferenciar dos conceptos que se suelen aplicar indistintamente pero que reflejan principios diferentes: **Seguridad** y **Riesgo**. En un principio parece que el uno es el complemento del otro, pero de hecho suelen aplicarse a ideas y principios diferentes.

La **seguridad** se suele emplear para reflejar un deseo, una expectativa, un compromiso. En el caso del agua urbana se usa para mencionar la necesidad o meta de que se disponga de la cantidad

necesaria para el desarrollo de las actividades económicas, o al menos para garantizar las condiciones de higiene y que no suponga un peligro para la salud por su contacto, ingestión o uso. En general representa un sentimiento de la sociedad que puede estar plasmado en una normativa o marco regulador.

El **riesgo**, en cambio, es una circunstancia vinculada a cada sistema de agua urbana para cada contexto y situación. Se puede calcular y como toda probabilidad de ocurrencia, no necesariamente tiene que manifestarse en un plazo corto. Es un ejemplo común el que se da en sistemas de abastecimiento urbanos muy dependientes de la precipitación, que tienen valores elevados de demanda en un clima de gran variabilidad con registros de periodos de sequía. El riesgo de afrontar situaciones que requieran restricciones al consumo será alto, pero si se suceden años con precipitaciones suficientes, no se producirán fallos y no precisarán restricciones. Será un sistema con riesgo alto pero sin la aparición de fallos en los períodos recientes.

El **fallo** es el otro elemento que conforma los pilares de la valoración del riesgo. Es la manifestación de ese riesgo y es la variable que permite medir y cuantificar las consecuencias de los escenarios de riesgo.

La gestión del riesgo debe comenzar por una valoración del mismo para, a continuación, identificar las actuaciones para gestionarlo desde la prevención, de forma que se reduzca su cuantía, tanto en la probabilidad del fallo como en sus consecuencias.

La gestión del fallo responde a principios de mitigación y resolución. En un episodio de fallo las actuaciones deben tratar de reducir los impactos, asegurar la recuperación rápida de los niveles de normalidad y muy especialmente controlar que en todo el proceso de gestión del fallo no se induzcan otros episodios que generen nuevos fallos o agraven los impactos de los ya producidos. En una situación de fallo no se debe nunca considerar que ya se ha tocado fondo en los impactos, en todo fallo existe la probabilidad de que se agrave o que se generen otros de mayor severidad. De hecho en una situación de fallo se debería hacer una valoración de riesgos adicionales al igual que desde situaciones de normalidad, pero en este caso desde el propio episodio y escenarios de fallo y todas las actuaciones para su resolución.

El caso de las sequías es paradigmático de esta posibilidad de fallos encadenados. Una situación de sequía que da lugar a unas restriccio-

nes leves, debe contemplar la posibilidad de una prolongación de la ausencia de lluvias que requiera de medidas más severas en cuanto a restricciones del consumo y uso del agua. La gestión de cualquier episodio de este tipo debe contemplar la posibilidad de un empeoramiento y los mecanismos y medios para afrontarlo.

En estos principios se basa la gestión de las situaciones de escasez. Lo primero y principal debe ser la identificación anticipada de posibles escenarios aislados o encadenados junto con los procedimientos para superar y anticiparse a cada uno de ellos. La gestión de los fallos se debe planificar partiendo de la identificación del escenario más desfavorable que se quiere considerar junto con las necesidades para resolverlo con unos determinados impactos. Con esta pareja de factores se calculan las condiciones y umbrales que deben tomarse como referencia para tomar las medidas pertinentes para iniciar de forma oportuna la gestión de ese nivel de fallo. Las consideraciones enlazadas de gestión de los diferentes niveles de fallos y severidad de sus impactos sirven para establecer las políticas de gestión y resolución de este tipo de contingencias hasta retornar a las condiciones de normalidad.

El tratamiento metodológico es el mismo para un fallo de pequeña entidad, como puede ser la rotura de una acometida o el de una sequía que precisa de la imposición de restricciones al consumo. Se valora por la probabilidad de ocurrencia y su impacto, y se gestiona mediante la identificación de los medios para actuar en su resolución dentro de los impactos establecidos. En el tipo de medidas y actuaciones, es donde se reflejan las particularidades que tienen en consideración la gradación de los impactos y entidad de los episodios considerados.

Esa función de impactos a evitar es lo que se suele denominar **estándares de servicio** o niveles de servicio objetivo. Se fijan por la autoridad competente, los establece la propia entidad que gestiona el servicio (en ocasiones lo establece como compromisos con los clientes con cláusulas de compensación en caso de que se superen los valores establecidos) o son fijados mediante consultas a los ciudadanos sobre las preferencias o grado de aceptación de perturbaciones al servicio y a su continuidad y calidad. Este enfoque de conocimiento de los niveles aceptados, preferidos, abordables económicamente o asumidos por la sociedad, enlaza con la acepción de **seguridad** señalada al principio de este apartado.

Estos niveles de servicio constituyen los objetivos a cumplir y por tanto son la referencia a la hora de tomar decisiones de gestión. El riesgo es el parámetro a emplear para valorar la capacidad de cumplimiento de dichos objetivos. Los fallos sólo permiten medir el cumplimiento en un tiempo ya concluido.

Se miden fallos, se valoran riesgos y se gestiona para proporcionar una seguridad. Ver figura VII.6.

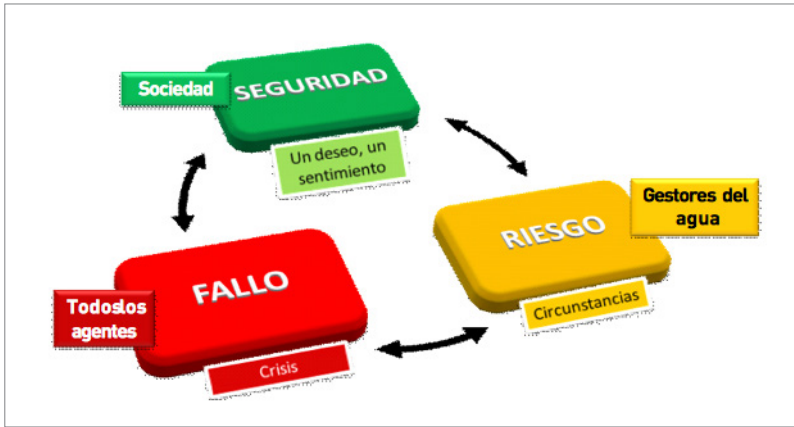


Figura VII.6. Seguridad – Riesgo – Fallo. Fuente: *Elaboración propia.*

El riesgo debe ser la referencia para la gestión de las grandes contingencias como las sequías, terremotos y desastres, pero también es el parámetro para valorar y gestionar de forma eficiente las pequeñas perturbaciones y anomalías que se pueden producir en cualquier sistema y circunstancia.

Los riesgos vinculados a la disponibilidad suficiente del recurso entran en el apartado de contingencias por cuanto afectan a la práctica totalidad de los usuarios del sistema además de las repercusiones ambientales y económicas que producen. Los de discontinuidad del suministro y pequeños incumplimientos de la calidad del agua se incluyen en los de operación habitual o mantenimiento correctivo.

Las disfunciones en los sistemas de alcantarillado y depuración no suelen afectar directamente al servicio individual de agua. En algunos

casos se manifiesta en bloqueos de las alcantarillas o colectores, lo que perturba el tráfico o el funcionamiento urbano.

En el caso de las disfunciones en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales el impacto recae sobre las masas de agua que reciben los vertidos inadecuados y todos los ecosistemas a ellos vinculados. El impacto es netamente ambiental aunque el servicio que se está prestando de forma inadecuada sea a los ciudadanos que han producido los vertidos y que en consecuencia pagan el servicio de saneamiento.

A cada situación presente le corresponde un riesgo de incumplimiento de los estándares de servicio y unos riesgos ambientales, comerciales y financieros. El conjunto de riesgos constituye un atributo o circunstancia de cada escenario posible.

Para los escenarios de futuro se puede plantear algo similar, a cada horizonte y escenario le corresponderá un conjunto de riesgos, o lo que es lo mismo a cada política actual le corresponde un conjunto de riesgos para el futuro, y por tanto el conocimiento y la valoración de estos riesgos debe tratarse como una característica fundamental de cualquier planteamiento de planificación y gestión.

El riesgo es pues un atributo ineludible y debe ser un parámetro fundamental al establecer los objetivos para la operación y planificación de los sistemas de agua urbana, asumiendo que su medida fiable solo será posible mediante los registros de fallos y las metodologías de cálculo definidas de forma precisa y rigurosa.

3. Ideas claves que deben orientar la gestión del ciclo urbano del agua

De todo lo expuesto se pueden destacar las siguientes ideas fundamentales:

- La **gestión del agua en medio urbano** no se puede plantear si no es desde una **visión integral** del recurso agua, las infraestructuras y la calidad del servicio.
- La **calidad del servicio** no se puede analizar ni establecer sin una vinculación directa con los **riesgos de su incumplimiento**.
- Los **riesgos** no se pueden cuantificar si no es desde una definición justificada de **procedimientos de resolución de fallos y contingencias**.

- La **gestión de contingencias, su prevención y métodos de mitigación y resolución**, son un **elemento primordial para la determinación de riesgos**.
- La **resiliencia** es un parámetro de gestión de contingencias de cualquier alcance y duración y una referencia para la **valoración de riesgos existentes** y para el establecimiento de **riesgos objetivo o de niveles de seguridad y calidad de servicio**.
- La **eficiencia** es la solución que optimiza “todos” los recursos, consideraciones y horizontes para asegurar la **sostenibilidad** (económica social y ambiental) y el cumplimiento de los **objetivos de servicio y riesgos**.
- Los **costes y financiación** de las medidas para las soluciones eficientes deben ser **asumidos por la sociedad que los afrontará** y por tanto debe implicarse en su definición y establecimiento.
- La **eficiencia** solo se puede obtener por una **integración** de las prácticas de **operación y planificación**.
- En la **planificación** lo primordial es considerar todas las opciones posibles y estudiarlas dentro de los requisitos de **sostenibilidad** y con planteamientos realistas y contrastados de **costes, plazos y beneficios**. La **participación de la sociedad** que tendrá que costear las actuaciones y percibir los servicios y consecuencias de las mismas es **fundamental** a la hora de seleccionar las opciones de futuro.
- En la **operación**, la eficiencia se tiene que basar en el **aprovechamiento de las posibilidades de adaptación a las circunstancias** de cada caso y momento, con las posibilidades derivadas de todas las planificaciones anteriores.

Documentación y bibliografía complementaria

Alegre, H., Baptista, J.M., Cabrera, E. Jr., Cubillo, F., Duarte, P, Hirner, W., Merkel, W & Parena, R. (2006). *Performance Indicators for water supply services, second edition, Manual of Best Practice Series*, IWA Publishing, London, ISBN: 1843390515. (305p).

Cubillo, F. (2003). *Manual de abastecimiento del Canal de Isabel II. Canal de Isabel II*, Madrid, ISBN: 84-932364-5-4. (192p).

Cubillo, F., Ibáñez, J.C. y Fernández, F.J. (2001). *Demanda de agua urbana en la Comunidad de Madrid*. Canal de Isabel II, Madrid, ISBN: 84-932364-0-3. (136p).

Cubillo, F., Moreno, T. y Ortega, S. (2008). *Microcomponentes y factores explicativos del consumo domestico de agua en la Comunidad de Madrid*. Canal de Isabel II, Madrid, ISBN: 84-933694-9-1.

V.V.A.A. (2003). *Efficient use and management of water for urban supply*. Water Supply 4 (3).

VIII - Agua, agricultura y desarrollo rural en el marco de la UE

Joan Corominas Masip
Fundación Nueva Cultura del Agua

Introducción

La agricultura española se ha integrado totalmente en el modelo de agricultura europea, estando condicionado su futuro a la reforma de la Política Agraria Común (PAC) 2014-2020, que impulsará una producción alimentaria viable, en un marco de gestión sostenible de los recursos naturales y de acción por el clima y promoverá un desarrollo territorial equilibrado.

El regadío representa la parte más dinámica de la agricultura española, regándose en la actualidad 3,7 millones de ha, con importantes crecimientos en las dos últimas décadas de cultivos como el olivar y la viña, tradicionales del secano. Está inmerso en un proceso de modernización de los sistemas de aplicación del agua y de las redes de distribución, con el objetivo de disminuir el uso de agua y su vulnerabilidad ante las sequías.

El regadío utiliza más del 80% de los recursos hídricos siendo, en gran parte, responsable de que muchas masas de agua no puedan alcanzar el buen estado en el Horizonte 2015 (H-2015), tal como obliga la Directiva marco del agua (DMA), por la presión de las extracciones y la contaminación difusa sobre las mismas. Es importante evitar que sigan aumentando los regadíos, debiendo continuar la mejora de la eficiencia en el uso del agua. En la nueva planificación hidrológica no

se prevé aplicar el principio de recuperación de costes, imprescindible para contribuir a un uso del agua responsable ambiental y económicamente, siendo esta una de las grandes carencias de este primer ciclo de la planificación establecida por la DMA.

Cada vez es más importante analizar los posibles impactos del cambio climático en la agricultura y tomar en consideración instrumentos de análisis y factores como la *huella hídrica*, el *agua virtual*, el consumo de energía y la utilización de fertilizantes y pesticidas, responsables de la contaminación difusa de las aguas. En necesario identificar las tendencias de la agricultura, desde la óptica de la sostenibilidad, así como apuntar los cambios que deberán acometerse antes del H-2020 en el contexto de las políticas europeas de agricultura y aguas.

1. Rasgos generales y dinámicas recientes

Progresivamente desde la entrada de España en la Unión Europea, en 1986, la agricultura española se ha tenido que adaptar a los cambios de la PAC, muy influenciada por la globalización de los mercados, la seguridad alimentaria, las políticas ambientales y la diversificación de la actividad en el mundo rural.

Este proceso de convergencia de la agricultura española con la europea ha comportado su adelgazamiento respecto al tejido productivo, representando actualmente un 2,5% del PIB y dando empleo al 4,5% de los ocupados; la productividad media del sector agrario es el 55% del conjunto de la economía española.

Las transformaciones que se han producido en el modelo productivo y en la estructura del empleo agrario han sido muy elevadas en el período 1990-2010, con una significativa reducción del 30% de los ocupados agrarios, una disminución del 9% de la renta agraria a precios constantes, y sin embargo un incremento de la renta agraria por ocupado de un 17%. El apoyo a las rentas, con fondos comunitarios, ha contribuido en 2010 a casi el 30% de la renta agraria (6.852 millones de €). Ver cuadro VIII.1.

EVOLUCION DE LA RENTA AGRARIA EN ESPAÑA (1990-2010)				
AÑO	RENTA AGRARIA (MILL. EUROS DE 2010)	OCUPADOS AGRARIOS (MILES UTA)	RENTA AGRARIA/ OCUPADOS (EUROS CONSTANTES DE 2010/ UTA)	RENTA AGRARIA/ OCUPADOS (INDICE 1990=100)
1990	28139,1	1286,6	21870,9	100,0
1995	27181,9	1102	24666,0	112,8
2000	28831,3	1101,5	26174,6	119,7
2005	25560,7	1017,2	25128,5	114,9
2010	22931,9	897,3	25556,6	116,9

Cuadro VIII.1. Evolución de la renta agraria en España (1990-2010). Fuente: *Elaboración propia con datos de MARM (Subdirección General de Estadística e INE - Encuesta de población activa -).*

Una parte importante de este proceso de cambios de la agricultura española la ha protagonizado el regadío que ha aumentado en un 15% su superficie en las dos últimas décadas, hasta alcanzar las 3,7 millones de ha regadas en el año 2010.

El regadío ha sido el sector más dinámico de nuestra agricultura, ha intensificado su producción y ha generado una parte muy importante del empleo agrario. Para Andalucía, la región con más peso en la agricultura española, el regadío representa casi dos terceras partes de la producción y el empleo agrarios, aunque, por ser más competitivo, solamente recibe el 40 % de las ayudas de la PAC (figura VIII.1).

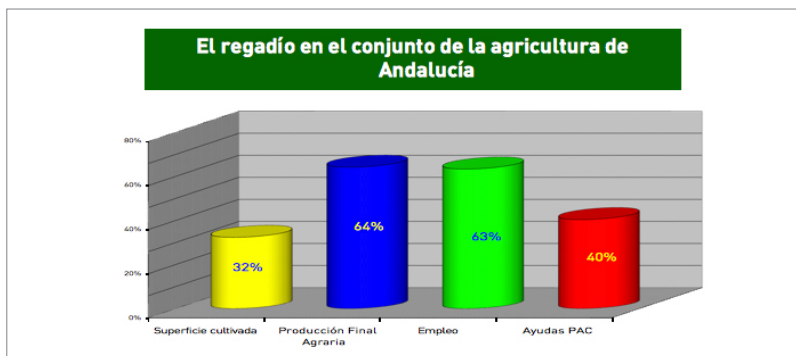


Figura VIII.1. El regadío en el conjunto de la agricultura de Andalucía. Fuente: *Agenda del regadío andaluz H-2015 (Cap. 2011).*

La agricultura de regadío utiliza un 77% del total de los usos consuntivos del agua, pero al tener en cuenta que los retornos a los ríos y acuíferos son muy bajos, en relación a la mayoría de los usos, los consumos pueden alcanzar del orden del 90% de los totales (MIMAM 1998).

La agricultura actual es muy consumidora de fertilizantes y pesticidas, lo que conduce a lixiviados a los ríos y a las masas de aguas subterráneas, causantes de una parte muy importante de la contaminación difusa, una de las principales causas de deterioro de los ecosistemas hídricos. La erosión del suelo agrícola, ampliada por inadecuadas prácticas de laboreo y cultivo, que ocasionan la pérdida de su fertilidad, provoca una colmatación de tramos de cauces y embalses y un aumento de la turbidez de las aguas por los limos en suspensión que transportan, disminuyendo el potencial ecológico de los ríos.

2. Las políticas europeas del agua y la agricultura en los H-2015 y H-2020

Tanto la agricultura como la política del agua están inmersas en un proceso profundo de cambio de paradigma de su función tradicional productiva, que se ha hecho patente claramente a partir de la nueva PAC derivada de la Agenda 2000 y de la aprobación de la DMA también en este año.

La política agraria es la primera competencia asumida por la Unión Europea, desde su fundación a mitad del siglo XX, y ha producido importantes logros de autoabastecimiento de la población europea y ha permitido la obtención de rentas adecuadas de los agricultores. Estos frutos se consiguieron con un apoyo a los precios de los productos agrarios y la fijación de aranceles de entrada a los productos competitivos del mercado mundial. En los años ochenta del siglo pasado se empezaron a producir importantes excedentes de productos alimentarios, que debían exportarse al mercado mundial a precios inferiores a los del mercado interior europeo, comportando tensiones con los países en vías de desarrollo.

La PAC del 2000 evolucionó hacia una agricultura menos intensiva y cambió la fijación de precios de los productos agrarios por un apoyo a las rentas de los agricultores, inicialmente ligada a la producción y a partir del *Chequeo Médico del 2008* desacoplándola en gran medida

de esta, otorgando los llamados *derechos históricos* a las explotaciones, independientemente de los cultivos que desarrollen y las producciones que obtengan. Introdujo también objetivos medioambientales en las explotaciones agrarias e impulsó las políticas de desarrollo rural y diversificación de la actividad. Una de las críticas a la actual PAC es la falta de equidad de las ayudas al permitir grandes diferencias de subvenciones entre territorios y que las grandes explotaciones absorben una buena parte de los fondos, a pesar de su mayor rentabilidad.

La DMA supuso la incorporación del agua a las políticas ambientales europeas, con el claro objetivo de recuperar el buen estado ecológico de los ríos, acuíferos, humedales y aguas costeras, disminuir la presión sobre los recursos hídricos y utilizarlos de manera sostenible en el H-2015, introduciendo el principio de participación activa de los interesados (concepto amplio que abarca a toda la sociedad, muy distinto del de usuarios, tradicional en la política hidráulica española) en todo el proceso de planificación y en la gestión. Una tarea ingente, en la que en España acumuló un considerable retraso en la elaboración de los Planes Hidrológicos adaptados a las DMA. Dado que más de la mitad de las masas de aguas no están en el buen estado exigido, España incumplirá en el año 2015 los objetivos de la DMA, debiéndose proponer prórrogas de los objetivos ambientales al H-2027.

La interacción de ambas políticas es clara, especialmente en el regadío, echándose a faltar los instrumentos de integración de objetivos y la cooperación y coordinación institucional de los diversos gestores de la agricultura y el agua, tanto en el nivel estatal como autonómico. Estas carencias dificultarán la consecución de los objetivos ambientales de la DMA.

La Comisión Europea propuso los tres objetivos principales de la PAC 2014-2020:

1. Producción alimentaria viable que contribuya a la renta agrícola, mejore la competitividad del sector agrícola y aumente la cuota de valor en la cadena alimentaria y compense las dificultades de producción en zonas con limitaciones naturales.
2. Gestión sostenible de los recursos naturales y acción por el clima, garantizando prácticas de producción sostenible y que permita mejorar el suministro de bienes públicos medioambientales, que estimule el crecimiento ecológico a través de la innovación, debiendo proseguir las acciones de mitigación del cambio climático y de adaptación al mismo.

3. Desarrollo territorial equilibrado, con apoyo al empleo rural, que mejore la economía rural y promueva la diversificación; permita la diversificación estructural de los sistemas agrícolas, mejorando las condiciones de las pequeñas explotaciones y el desarrollo de los mercados locales.

La Reforma de la PAC 2014-2020 aprobada, incorpora reajustes, mucho menos ambiciosos de los planteados inicialmente por la Comisión de la UE, para mejorar la sostenibilidad de la PAC y el equilibrio entre los distintos objetivos políticos, haciéndola más comprensible para el ciudadano:

- Desacoplamiento, y aplanamiento progresivo, de las ayudas al agricultor: libertad de producción
- Impulso de la calidad alimentaria frente a la cantidad
- Protección del medio ambiente y condicionamiento de las ayudas al mismo: verdeo de la PAC (“greening”)
- Apertura a los mercados mundiales
- Fortalecimiento moderado del 2º pilar de la PAC: desarrollo rural

Para la aplicación de estas líneas de la PAC se ha dado amplia flexibilidad a los Estados miembros con la finalidad de adaptarla mejor a las condiciones de cada agricultura europea. España ha utilizado esta discrecionalidad para mantener en lo posible el sistema de pagos directos anterior, descafeinando las posibilidades ambientales del verdeo de la PAC y casi nulo incremento de los fondos destinados al desarrollo rural: una oportunidad perdida para avanzar hacia una PAC más justa, más ambiental y que permita apoyar adecuadamente a la agricultura menos intensiva.

3. La actual agricultura de regadío en España y su proceso de modernización

Dotar de agua a los cultivos ha sido siempre la gran aspiración del agricultor español, que frecuentemente ha tenido que soportar la merma de sus cosechas, o la limitación de los cultivos a implantar, por las condiciones de escasez de lluvias en muchas primaveras y sobre todo en los veranos. Es comprensible así el valor, casi mítico, que se atribuye a la disponibilidad de agua en el medio rural y los esfuerzos por conservarla, que a veces han derivado en luchas por el agua.

Fue necesaria, y lógica, la apuesta del Estado a lo largo de los dos cuartos centrales del siglo XX de volcarse en la construcción de grandes embalses de regulación y en apoyar la explotación de las aguas subterráneas mediante las nuevas tecnologías de sondeos profundos y bombas verticales para extraerlas. Un esfuerzo que ha permitido dotarnos de más de 1000 grandes embalses y una cantidad imprecisa en torno al millón de captaciones subterráneas.

Con estas infraestructuras las posibilidades de utilizar el agua que discurre por nuestros ríos han aumentado enormemente desde un 7,5% del total de los recursos hídricos en el régimen natural, hasta el 40,5% actual, lo que representa más que quintuplicar las demandas de agua, pero sobre todo aumentar la garantía de su uso permanente.

3.1. El regadío español en la actualidad

La transformación de secanos en regadío se convirtió en una gran ilusión y esperanza colectiva en la España de principios del siglo XX, en la que casi dos terceras partes de la población activa eran agricultores. El impulso, la financiación y la ejecución pública, o el apoyo a la privada, han permitido pasar desde el millón de has tradicionales de regadío hasta los 3,7 millones de has actuales (figura VIII.2).



Figura VIII.2. Mapa del regadío en España. Fuente: MIMAM.

Desde la incorporación de España a la Comunidad Económica Europea, en 1986, se ha producido un proceso de modernización de las estructuras agrarias españolas, con introducción de nuevas tecnologías y aumento del capital invertido en las explotaciones. Paralelamente han cesado en su actividad las explotaciones menos rentables, casi 3 millones de ha que representan un 14% de la superficie cultivada en 1986.

En este proceso de cambio acelerado, el regadío ha tenido un auge importante por su capacidad de producción intensiva y de diversificación productiva. El aumento de la superficie regada ha sido de unas 700.000 ha, lo que representa un 22% de incremento desde 1986 al 2009, y compensa con creces la pérdida de capacidad productiva de las superficies que se han dejado de cultivar (MARM, 2010). Ver figura VIII.3.

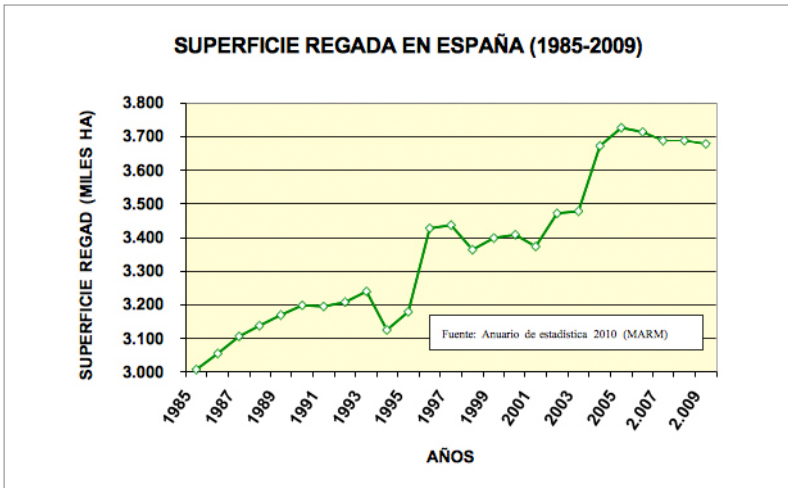


Figura VIII.3. Superficie regada en España (1985-2009).
Fuente: *Elaboración propia.*

La apertura a los mercados europeos y posteriormente los efectos de la globalización han acelerado la especialización productiva española en aquellos cultivos en los que teníamos más ventajas comparativas: hortalizas, frutales y cítricos, olivar y viña. La orientación de los nuevos regadíos ha ido en esta dirección en los últimos 25 años: un aumento del 86 % de la superficie regada de cultivos leñosos, lo que ha producido que se

rieguen casi el 26% del total de estos cultivos, la gran mayoría tradicionalmente de secano, como el olivo, la viña o el almendro (figura VIII.4).

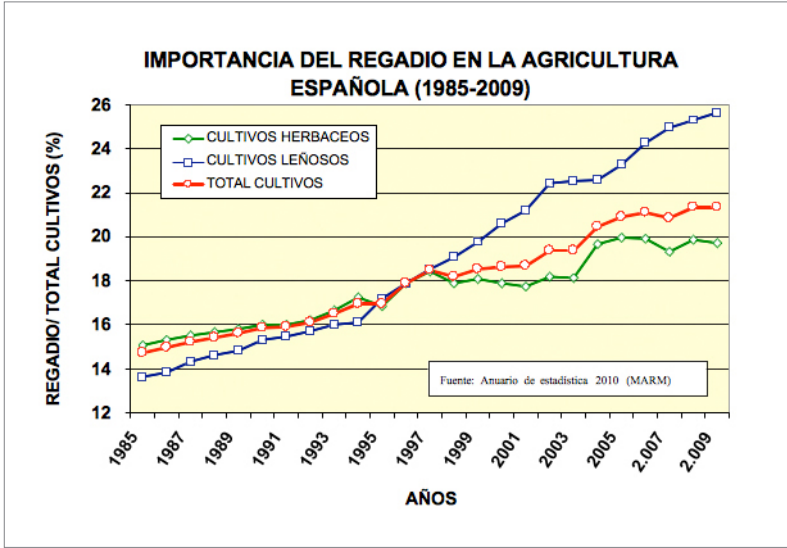


Figura VIII.4. Importancia del regadío en la agricultura española (1985-2009).
Fuente: *Elaboración propia*.

Así, en 2010, se regó en España el 33% del viñedo y el 28% del olivar, con porcentajes superiores en las regiones más especializadas en estos cultivos: el 41% del viñedo en Castilla La Mancha y el 37% del olivar en Andalucía (MARM 2010).

Esta especialización de los nuevos regadíos, notablemente en la última década, comporta una menor demanda unitaria de agua al ser las necesidades del olivo y la viña, típicamente de secano, del orden de la tercera parte de las de los cultivos herbáceos típicos del regadío español. Pero al mismo tiempo exigen más garantía de agua, por su carácter de cultivos permanentes, lo que les hace más vulnerables a los años con escasez de recursos hídricos.

Los regadíos andaluces, los más extensos y productivos de España obtienen una productividad bruta del agua utilizada de 1,79 €/m³, siendo muy diversa en función de los grupos de cultivos, con una va-

riabilidad de 1 a 11, y presenta una correlación inversa con el nivel de ayudas directas de la PAC, lo que pone de manifiesto que los cultivos más extensivos tendrían un futuro muy incierto si disminuyen, en el período 2014-2020, las ayudas para los mismos, al tender a una mayor equidad entre todas las superficies agrícolas. Estos datos pueden ser extensibles, con matices, a toda España. Cuadro VIII.2.

SUPERFICIES, PRODUCCIONES, PRODUCTIVIDAD DEL AGUA Y DEPENDENCIA DE LAS AYUDAS EN EL REGADÍO ANDALUZ					
GRUPO DE CULTIVOS	SUPERFICIE DE RIEGO (HA)	PRODUCCION (MILL. EUROS.)	USO MEDIO DE AGUA (M³/HA)	PRODUCTIV. BRUTA DEL AGUA (ANDALUCÍA = 100)	AYUDAS DIRECTAS UE / PRODUCCION (%)
ARROZ, MAIZ, ALGODÓN, REMOLACHA, TUBERCULOS Y FORRAJES	190	514	7300	21	46,9
CEREALES DE INVIERNO, OLEAGINOSAS Y PROTEAGINOSAS	121	206	2300	42	36,0
OLIVAR	507	1598	1600	111	18,4
VIÑEDO Y FRUTOS SECOS	3	10	1800	105	8,6
FRUTALES, CITRICOS Y SUBTROPICALES	141	1287	4600	112	3,3
HORTICOLAS, FRESA, FLORES E INVERNADEROS	144	3358	5600	235	0,1
TOTAL CULTIVOS	1106	6973	3560	100	9,4

Cuadro VIII.2. Productividad del agua y dependencia de las ayudas de la UE en el regadío andaluz. Fuente: *Elaboración propia con datos del Inventario de Regadíos de Andalucía 2008 y Anuario de Estadísticas Agrarias y Pesqueras en Andalucía 2004-2008.*

Gran parte del incremento de regadíos en España, en la última década, se ha concentrado en la cuenca del Guadalquivir, con unas 200 mil nuevas ha, ligado al aumento del riego del olivar (riego de olivares tradicionales de secano y nuevas plantaciones intensivas), con una alta rentabilidad a los precios del aceite de oliva de principios de los años 2000, y a la intensificación del uso de aguas subterráneas, que ha producido un deterioro cuantitativo del estado de muchas masas de aguas, que ha sido posible por el bajo nivel de la gobernanza en la gestión de estos recursos (cuadro VIII.3).

CAMBIOS EN EL REGADÍO DEL GUADALQUIVIR (2002-2008)				
	INVENTARIO 2002	INVENTARIO 2008	INCREMENTO 2008/2002	VARIACION 2008/2002 (%)
SUPERFICIE REGADA (HA)	647.567	845.986	198.419	30,6
USO AGUAS SUBTERRANEAS (HA)	143.895	321.233	177.338	123,2
USO AGUAS SUBTERRANEAS (%)	22,2	38,0	15,8	71,0
OLIVAR (HA)	305.370	467.587	162.217	53,1
OLIVAR (%)	47,2	55,3	8,1	17,1

Cuadro VIII.3. Cambios en el regadío del Guadalquivir (2002-2008). Fuente: *Elaboración propia con datos del Inventario de Regadíos de Andalucía 2002 y 2008 (Cap. 2002 y 2008, CHG (2008).*

Una característica de los regadíos con aguas subterráneas es que, en general, se dedican a cultivos más intensivos que los que utilizan aguas superficiales y son más eficientes en el uso del agua y más productivos; las causas pueden deberse a una conjunción de factores: predominio de la iniciativa privada en su captación y transformación en regadío, muchas zonas con recursos subterráneos tienen condiciones climatológicas favorables para los regadíos intensivos, es más cara que la de origen superficial por el mayor coste energético y por los gastos de mantenimiento y gestión de las instalaciones, y que para rentabilizar la explotación de regadío con aguas subterráneas el agricultor ha tenido que utilizar la estrategia de dedicarse a cultivos más intensivos, con mayor margen económico para poder hacer frente a los mayores costes del agua (figura VIII.5).

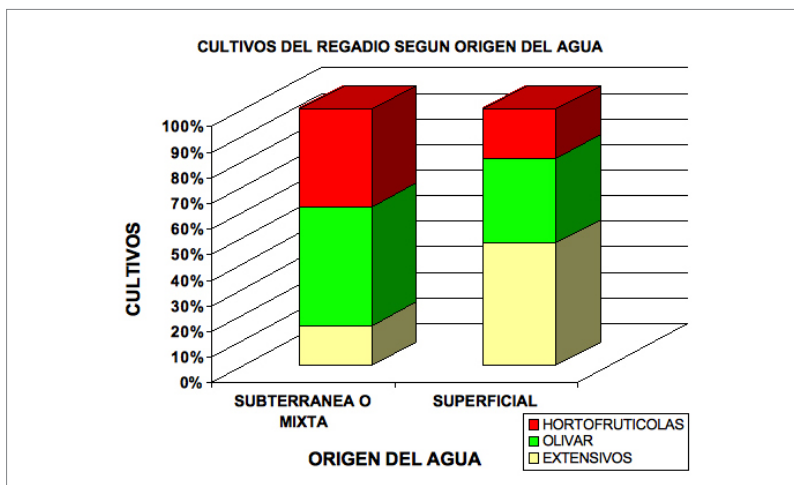


Figura VIII.5. Cultivos en regadío, según origen del agua, en Andalucía. Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Inventario de regadíos de Andalucía 2008.

Ha convergido este incremento de la superficie regada con la disminución acelerada del empleo agrario, del orden de un 15% en la última década, considerándose por la mayoría del sector agrario que solamente el regadío podría mantener la actividad agraria y la población del medio rural, como motor endógeno de crecimiento económico. Siendo cierta la mayor capacidad de generar empleo y riqueza estable en la agricultura de regadío, también ha sufrido el proceso de pérdida de peso en la actividad económica española.

Hemos alcanzado el umbral de plenitud en la utilización de nuestros recursos hídricos, más allá de la posible incorporación de algunos nuevos recursos tradicionales y otros no convencionales, como la desalación o la reutilización de aguas regeneradas. No es posible con criterios de sostenibilidad hidrológica, económica, social, territorial o ambiental, aumentar de forma importante la disponibilidad de recursos hídricos. A cambio, nos queda mucho camino por explorar en la mejora de la eficiencia en la utilización de estos recursos, medida en idénticos parámetros de sostenibilidad.

Con esta nueva visión tendremos que repensar la política de regadíos, olvidando los objetivos de crecimiento de los mismos, sin

perjuicio de su reestructuración interna, primando los de una mayor eficiencia productiva y en el uso del agua: nuevos elementos deberán empezar a formar parte del debate sectorial y político, tales como las reorientaciones productivas, las reasignaciones de recursos hídricos, las modernizaciones tecnológicas y de riegos, los mercados del agua, las cadenas agroalimentarias, la ecocondicionalidad de las ayudas de la PAC, entre otros. Un debate imprescindible y una adaptación que necesitará de la complicidad de todo el sector agrario y el apoyo decidido de las Administraciones.

3.2. Modernización de regadíos versus modernización de explotaciones

Desde el final de la sequía de los años 1992-1995, el sector del regadío percibió claramente que se había producido, y que continuaría, un desfase entre los ritmos de crecimiento de la demanda de agua para riego y las posibilidades de aumentar la oferta de recursos hídricos.

Al mismo tiempo la competencia de otros sectores productivos por el agua y sobre todo la necesidad de asegurar reservas plurianuales para el abastecimiento de la población que evitarán el bochornoso espectáculo de que una parte importante de la población española hubiera sufrido restricciones en esos años, aumentaba la sensación de precariedad de muchos de los regadíos españoles.

Las Administraciones y las Comunidades de regantes empezaron a hablar de aumentar la garantía del suministro a los regadíos, dejando en segundo lugar el afán de aumentar las superficies con nuevas transformaciones, rompiendo la pauta concertada en pasadas décadas.

La modernización de regadíos se ha convertido en la panacea para superar la escasez de agua en los últimos quince años: se trata de mejorar la eficiencia en el transporte y distribución del agua, incluyendo en muchos casos infraestructuras de almacenamiento y regulación de aguas en el propio regadío. *Necesitando menos agua, se es menos vulnerable a los episodios de sequía*, podría ser el resumen de esta interacción público-privada, francamente exitosa.

El Plan Nacional de Regadíos H-2008 preveía modernizar 1.135 miles de ha al final de este horizonte y otra cantidad igual para el siguiente, con una inversión del orden de los 3.000 € por ha, consiguiéndose un ahorro neto de agua del orden del 22% de la que consumían ini-

cialmente. El apoyo público y la iniciativa de los regantes han dado muy buenos resultados, acercándose las realizaciones a los objetivos programados en el Plan Nacional de Regadíos (MAPA, 2002).

Las actuaciones de modernización de regadíos comportan en muchos casos la introducción de sistemas de riego más eficientes, con ventajas claras para el agricultor en los años de escasez de agua y que disminuyen, al estar automatizados muchos de ellos, las necesidades de mano de obra. El ahorro de agua en parcela puede ser bastante elevado, pero no tanto a nivel de cuenca al disminuir notablemente los retornos por desagüe del exceso de agua que se aplicaba anteriormente.

Los datos disponibles muestran que en el período 2002-2010 ha disminuido en España un 15% los riegos por gravedad o aspersión y han aumentado un 17% los riegos localizados. Andalucía, Murcia y canarias superan ya el 70% de sus riegos con sistemas localizados. Por el contrario Navarra, Aragón y Cataluña mantienen más del 50% de sus riegos por el sistema de gravedad. Parece deducirse que la modernización de los regadíos españoles avanza más por el levante y el sur, que por el centro y el norte, en relación con la mayor productividad de las primeras frente a las segundas (MAPA, 2010). Ver cuadro VIII.4.

COMUNIDADES AUTÓNOMAS	SUPERF. REGADA 2010 (HA.)	VARIACION SUPERF. REGADA 2002-2010 (%)	SISTEMA DE RIEGO (%)			VARIACION SISTEMA DE RIEGO 2002-2010 (%)		
			GRAVEDAD	ASPERSION+ AUTOMOTRIZ	LOCALIZADO	GRAVEDAD	ASPERSION+ AUTOMOTRIZ	LOCALIZADO
GALICIA	17.504	-21,1	75,5	16,7	5,9	-12,5	9,5	5,0
ASTURIAS	671	110,9	72,7	8,0	19,3	56,2	8,0	-31,1
CANTABRIA	745	14,3	1,5	97,9	0,5	-50,6	58,0	0,5
PAIS VASCO	9.025	1,5	13,5	69,3	17,2	1,5	-6,1	11,3
NAVARRA	92.152	6,7	60,6	20,2	19,2	-25,5	16,9	8,6
RIOJA	50.346	22,6	27,4	37,3	35,3	-15,6	11,3	12,4
ARAGON	377.651	-8,1	57,0	31,2	11,8	-11,3	16,5	3,4
CATALUNA	243.774	-4,2	52,7	13,2	34,1	-11,0	5,6	8,7
BALEARES	17.903	26,4	6,2	39,9	53,9	-0,3	-21,1	5,1
CASTILLA Y LEON	394.219	-15,1	40,1	54,6	5,3	-11,4	22,9	3,7
MADRID	17.142	-17,9	46,4	37,8	13,8	-26,9	10,1	12,5
CASTILLA LA MANCHA	478.713	7,0	5,1	38,9	57,0	-6,0	9,2	15,3
COM. VALENCIANA	304.624	-4,5	40,5	0,7	58,8	-13,4	-34,4	21,8
MURCIA	162.791	-5,0	21,2	0,3	78,4	-2,0	-2,4	8,1
EXTREMADURA	234.203	9,6	43,9	16,7	39,4	-16,3	-2,6	24,9
ANDALUCIA	982.908	16,5	16,9	7,7	75,5	-9,5	-5,8	19,8
CANARIAS	23.384	-2,2	9,7	14,1	76,1	-33,0	-15,1	55,4
ESPAÑA	3.407.955	1,6	30,6	21,5	47,8	-12,9	-1,9	16,9

Cuadro VIII.4. Los cambios en los sistemas de riego en España (2002-2010). Fuente: Elaboración propia con datos de la encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos (informe sobre regadíos en España de los años 2002 -MAPA- y 2010 -MARM-).

El proceso de modernización de las infraestructuras y los sistemas de riego ha comportado un ahorro del agua utilizada a nivel de parcela del orden del 20 %, aunque bastante inferior a nivel de cuenca. En el caso de

Andalucía esta mayor eficiencia en el uso del agua, junto con el incremento de los regadíos deficitarios de olivar, con consumos del orden de los 1.500 m³/ha, ha permitido reducir el consumo unitario de todos los regadíos en un 25%. El desbordado incremento de la superficie de riego en la última década (36%), sin el proceso de modernización de los regadíos, habría conducido al colapso de los recursos hídricos disponibles y solamente ha aumentado la demanda global de los regadíos en un 2% (cuadro VIII.5).

CONSUMOS DE AGUA DEL REGADÍO ANDALUZ				
	AÑO 1997	AÑO 2008	VARIACION 2008/1997	
			ABSOLUTO	RELATIVO (%)
SUPERF. REGADA (MILES HA)	814	1.106	292	36
CONSUMO UNITARIO (M3/HA)	4.746	3.563	-1.183	-25
CONSUMO TOTAL (HM3)	3.865	3.942	77	2

Cuadro VIII.5. Consumos de agua del regadío andaluz. Fuente: Elaboración propia con datos de Inventarios de Regadíos de Andalucía.

Pero los regantes que han modernizado sus fincas han comprobado de nuevo en la sequía del 2004 al 2008 que con la mejor eficiencia en el uso del agua conseguida han podido gestionar mejor la escasa agua disponible.

Sin embargo, siguen sufriendo limitaciones en la disponibilidad del agua que necesitan muchos regadíos del levante y sur peninsular. La pregunta que se hacen es *¿sirve para algo entramparse modernizando los regadíos, si seguimos teniendo escasa garantía de agua?* La respuesta a esta inquietud del regante conduce, a mi juicio, a que hay que traspasar la frontera de la modernización de los sistemas de riego hacia la modernización de las explotaciones de regadío: la eficiencia, la flexibilidad y el control del uso del agua deben permitir avanzar en la reorientación hacia los cultivos con mayor futuro en el marco de la PAC, con mayor demanda en los mercados, productos de calidad, con mayor margen económico y que maximicen el empleo disponible.

En este modelo de explotaciones de regadío ya no es tan importante disponer de agua suficiente para la totalidad de la explotación, sino de asegurar

los recursos hídricos necesarios para la parte más rentable de los cultivos implantados, dedicando las superficies con escasas dotaciones de agua a producciones menos sensibles económicamente a la disminución de rendimientos, relacionados con los sistemas de ayudas desacopladas de la PAC.

La modernización de regadíos aumenta considerablemente el margen de maniobra del agricultor para diversificar las estrategias productivas y adaptarse al mercado: este es el camino a seguir.

3.3. La recuperación de costes de los servicios del agua en el regadío

En los Planes Hidrológicos aprobados se asegura, que actualmente, se consiguen valores muy altos de la recuperación de los costes exigida por la DMA (aunque esta admite excepciones parciales motivadas) mezclando información de los servicios en Alta (a los que se refiere esencialmente la DMA), prestados por el sector público, con los servicios en Baja, responsabilidad de los usuarios. Se aplican los criterios de la Ley de Aguas, eliminando muchos costes que benefician principalmente a los usuarios, al considerarse que son de interés de toda la población (por ejemplo muchos embalses se consideran que permiten prevenir avenidas, no recuperándose muchos de sus costes). Para las cuencas andaluzas, de las que se dispone de los borradores de sus cuatro planes hidrológicos, se predica que en el suministro en Alta del agua de riego se recupera el 65% y en los servicios en baja el 83% (cuadro VIII.6).

RECUPERACION DE COSTES FINANCIEROS EN LAS CUENCAS ANDALUZAS				
		USO DOMESTICO E INDUSTRIAL	USO AGRARIO	TOTAL
COSTES FINANCIEROS SERVICIOS AGUA (MILLONES DE EUROS/ AÑO)		1124	228	1315
INGRESOS SERVICIOS AGUA (MILLONES DE EUROS/ AÑO)		993	176	1125
RECUPERACION COSTES FINANCIEROS SERVICIOS AGUA (%)	SUMINISTRO EN ALTA	52	65	58
	SUMINISTRO EN BAJA	90	83	89
	TOTAL COSTES FINANCIEROS	88	77	86

Cuadro VIII.6. Recuperación de costes financieros en las cuencas andaluzas.
Fuente: *Elaboración propia con datos de los Planes Hidrológicos de las Cuencas Andaluzas.*

La información de los planes hidrológicos trata exclusivamente de los costes financieros, sin incluir los costes ambientales y de oportunidad del recurso que exige contemplar la DMA.

Una estimación propia de la recuperación actual de costes financieros de los servicios del agua en Alta en las cuencas andaluzas difiere mucho de la estimada por los planes hidrológicos y los evalúa en un 23% de lo que sería necesario para cumplir con los principios de la DMA. La participación de los usuarios en los costes del agua es bastante inferior a la que se obtendría de aplicarse los criterios de la Ley de Aguas (43% de recuperación de costes), que no se adaptan a las prescripciones de la Directiva, y está muy lejos de la aplicación estricta del *principio de recuperación de costes* (cuadro VIII.7).

ESTIMACION DE LA APLICACIÓN DEL PRINCIPIO DE RECUPERACION DE COSTES DE LA DMA - AÑO 2007			
CUENCAS ANDALUZAS (CUENCAS MEDITERRANEA, ATLANTICA Y GUADALQUIVIR)			
Millones de euros			
SERVICIOS EN ALTA	VALOR REAL 2007	CRITERIOS LEY DE AGUAS	CRITERIOS DMA
TOTAL GASTOS DE LAS ADMINISTRACIONES	330	406	508
A satisfacer por los usuarios	89	162	381
Aportaciones presupuestarias para servicios	69	140	58
Aportaciones presupuestarias para amortización de inversiones	173	104	69
TOTAL APORTACIONES PRESUPUESTARIAS DE INTERES PUBLICO	242	243	127
RECUPERACION DE COSTES (%)	27	40	75
RECUPERACION DE COSTES CON EXCEPCIONES PREVISTAS EN LA DMA (%)	23	43	100
Consumos a satisfacer los costes de los servicios (Hm3.)	3600	3600	5600
Costes unitarios a satisfacer por los usuarios (euros/m3.)	0,025	0,045	0,089

Cuadro VIII.7. Estimación de la aplicación del principio de de recuperación de costes en las cuencas andaluzas. Fuente: *Elaboración propia con datos de la Agencia Andaluza del Agua.*

Se arguye muchas veces que el regadío no puede pagar más por el agua que usa sin poner en cuestión su rentabilidad. En realidad se

hace referencia a las cuotas que los regantes con agua superficial (unas dos terceras partes del total) abonan a los Organismos de Cuenca, que como media en Andalucía representan 1,9 céntimos de euro por m³. Si se tienen en cuenta la totalidad de costes que soportan los regantes por el uso del agua, (coste en alta del agua, energía, mantenimiento y gestión) el coste total medio del agua en los regadíos andaluces se eleva a 8,2 céntimos de Euro por m³.

Para determinar si los costes totales del agua son desproporcionados puede tenerse en cuenta que representan como media el 5% del valor de la producción de los cultivos del regadío. Para el 80% de la superficie de regadío este indicador es inferior al 10%.

Por tanto, un incremento a lo largo de varios años, y modulado en función de la rentabilidad de cada tipo de regadío, de las cuotas del agua en Alta que abonan los regantes a los Organismos de Cuenca (de media un 1,8% del valor de la producción), para que se acercaran a los criterios de recuperación de costes de la DMA, no debería poner en riesgo la rentabilidad de estas explotaciones (cuadro VIII.8).

ESTIMACION DEL COSTE DEL AGUA EN LOS REGADIOS ANDALUCES (AÑO 2009)						
ORIGEN DEL AGUA	SUPERF. (MILES HA)	COSTES (CENTIMOS DE EURO/ M3)				COSTE TOTAL AGUA / VALOR PRODUCCION (%)
		AGUA	ENERGIA	MANTENIMIENTO Y GESTION	COSTE MEDIO TOTAL	
SUPERFICIAL	670	1,9	1,8	2,3	6,0	5,7
SUBTERRANEA	425	0,0	6,9	6,9	13,8	4,1
TRASVASE, DESALACION	10	25,0	7,9	4,0	36,9	9,2
TOTAL REGADIOS ANDALUCES	1105	1,7	3,0	3,4	8,2	5,0
COSTES RELATIVOS DEL AGUA (%)		21	37	42	100	

Cuadro VIII.8. Estimación del coste del agua en los regadíos andaluces. Fuente: Elaboración propia con datos del inventario de regadíos de Andalucía 2008.

4. Recursos hídricos utilizados por el regadío y previsiones del cambio climático

El regadío ha sido el principal vertebrador y beneficiario de la política hidráulica española a lo largo del siglo XX, que ha gozado de apoyo de todos los regímenes políticos. El fruto de este impulso ha permitido transformar 2,7 millones de ha a cultivos de regadío.

Pero esta política centenaria, además de estos logros de fomento de la actividad económica y abastecimiento a la población, ha reducido mucho los caudales circulantes de nuestros ríos, lo que unido a la contaminación producida por las actividades humanas nos ha conducido a un gran deterioro de nuestros ecosistemas hídricos. El drástico descenso del ritmo de construcción de embalses en la primera década del presente siglo evidencia que se trata de un modelo agotado por causas endógenas, a las que se superponen los objetivos de la DMA que obligan a modificar estas viejas políticas para devolver al buen estado a nuestras masas de aguas (figura VIII.6).

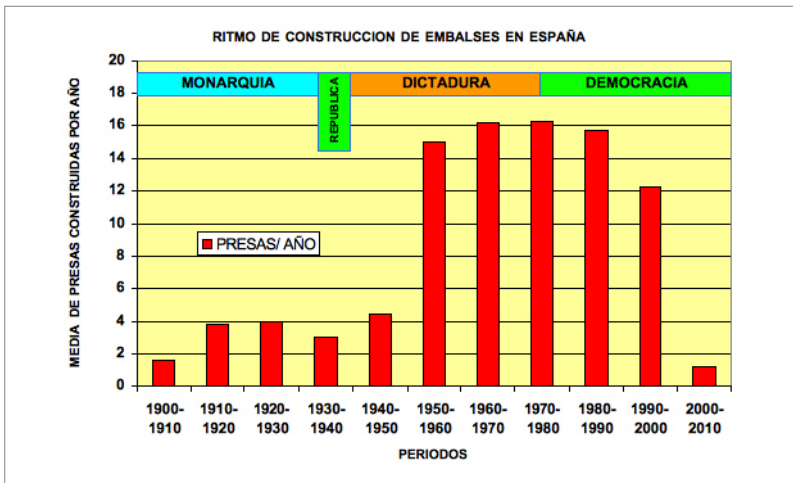


Figura VIII.6. Ritmo de construcción de embalses en España.
Fuente: Elaboración propia.

El regadío español consume unos 24.500 hm³ de agua al año, del orden de dos terceras partes procedentes de aguas superficiales y una terce-

ra parte de aguas subterráneas; son muy escasos, aún, los recursos no convencionales como las aguas residuales regeneradas o las aguas desaladas.

Incluso en el litoral mediterráneo, en el que el Programa Agua impulsado por el Ministerio de Medio Ambiente en 2004, ha acometido la construcción de 15 plantas desaladoras con una capacidad de unos 350 hm³/año, su uso en las plantas ya terminadas es del orden de un 15-20% de su capacidad. Los regantes ante el mayor precio del agua desalada, en relación al de los recursos subterráneos, continúan utilizando estos últimos, agravando el deterioro de los acuíferos.

La presión del regadío sobre los recursos hídricos es excesiva en gran parte de la España central y mediterránea y debe limitarse rigidamente la implantación de nuevos regadíos, y utilizar menos agua mejorando la eficiencia de las infraestructuras y sistemas de riego. Es una exigencia para cumplir los objetivos ambientales de la DMA, y a su vez para disminuir los actuales efectos de las sequías en la disponibilidad de agua. Los efectos del cambio climático se notarán en un descenso del rendimiento de las cosechas a lo largo de todo el siglo XXI, que para gran parte de España podría superar el 15% (Comisión de las Comunidades Europeas, 2007). Ver figura VIII.7.

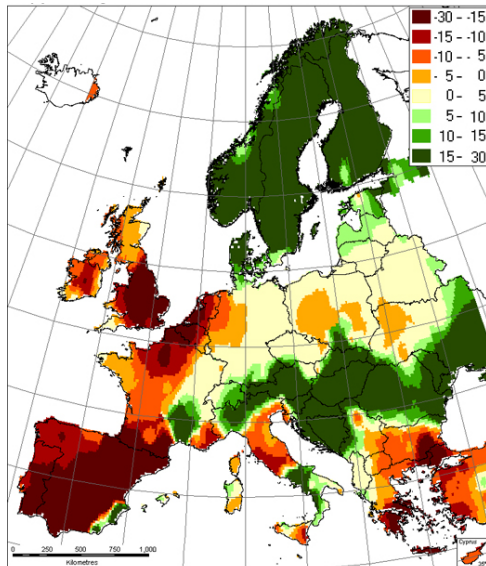


Figura VIII.7. Estimación del rendimiento de las cosechas por el efecto del cambio climático a finales del siglo XX. Fuente: Comisión Europea.

Una estimación propia, para la cuenca del Guadalquivir al H-2027, suponiendo un incremento de temperatura de $0,8^{\circ}\text{C}$ y una disminución de la precipitación de un $2,1\%$, valores en el entorno medio de todos los modelos del cambio climático, predice que los cultivos de regadío necesitarán un 10% más de agua que actualmente y dispondremos de un 4% menos de agua regulada en los embalses, con lo que la superficie de regadío que se podrá atender disminuirá en un 13% . Al mismo tiempo los años de sequías hidrológicas con efectos graves sobre la disponibilidad de recursos hídricos aumentarán en un 19% . A pesar de la prudencia con la que hay que tomar estos valores, si es inexcusable, desde ahora, evitar aumentos de la demanda de agua para el regadío y apoyar las políticas de reducción de la demanda de agua para los regadíos, por mejora de la eficiencia y extensificación, o abandono, de algunos regadíos poco rentables (cuadro VIII.9).

PREDICCIÓN DEL IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN EL GUADALQUIVIR AL H-2027 EN RELACION A LA SERIE HISTÓRICA 1940-2006)	
	%
PRECIPITACION	-2,1
ESCORRENTIA	-10,3
NECESIDADES DE RIEGO DE LOS CULTIVOS	10,5
% AÑOS SEQUIA HIDROLOGICA GRAVE	19,0
RECURSOS SUPERFICIALES REGULADOS/ CAPACIDAD EMBALSE (%)	-3,8
VARIACION SUPERFICIE DE REGADIO CON RECURSOS REGULADOS(%)	-12,9
VARIACION SUPERFICIE DE REGADIO CON RECURSOS NO REGULADOS(%)	-18,8

Cuadro VIII.9. Predicción del impacto del cambio climático en el Guadalquivir al H - 2027. Fuente: *Elaboración propia con un modelo simplificado de simulación hidrológica.*

5. Huella Hídrica, agua virtual y energía en el regadío

La consecución del buen estado de todas las masas de agua, tanto continentales, como costeras o de transición, a que nos obliga a la

DMA, se enmarca en una concepción ambiental de protección de todo el ciclo hidrológico y de sus ecosistemas asociados, muy distinta a la de nuestra tradicional política hidráulica, centrada exclusivamente en el aprovechamiento de las masas de aguas continentales.

En los últimos años se ha empezado a analizar el uso total de agua que utilizamos para nuestro abastecimiento y actividades económicas bajo el concepto de *Huella Hídrica*, que engloba el agua que consumen nuestros cultivos o pastos para la ganadería, *agua verde*, y el agua que extraemos de nuestros ríos o acuíferos, *agua azul*; estos estudios incorporan los balances de agua ligados a las importaciones o exportaciones de productos agrícolas o industriales: el *agua virtual* se corresponde con el agua utilizada para producir cualquier producto en toda su proceso de producción. La huella hídrica, aunque está referida únicamente a los usos del agua, tiene una visión más amplia del agua en el ciclo hidrológico que los balances hídricos de nuestros planes hidrológicos.

Asimismo, el concepto de agua virtual permite interiorizar el uso del agua en cualquier mercancía que utilizamos o consumimos, de manera independiente del lugar de procedencia. En un país como España, con limitados recursos hídricos y con un gran peso de la agricultura de regadío, es posible analizar qué cultivos necesitan menor agua virtual para su producción (en los que, generalmente, podemos tener ventajas competitivas por nuestro clima mediterráneo).

En la cuenca del Guadalquivir, la comparación del ciclo hidrológico natural, con el balance hídrico y la huella hídrica, permite observar la reducción en un 45% de los aportes al mar que producen los usos actuales (9,6% de la precipitación), así como que la huella hídrica representa el 40,6 % de la precipitación, de la que las 3/4 partes son agua verde extraída por los cultivos de secano y de regadío del agua almacenada en el suelo. En el consumo de agua azul el regadío representa el 88% del total. La huella hídrica de cada ha de regadío casi duplica a la de una ha de secano. Ver cuadro VIII.10).

RELACION ENTRE CICLO HIDROLOGICO, BALANCE HIDRICO Y HUELLA HIDRICA EN LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR											
CICLO HIDROLOGICO NATURAL (% precipitación)			SERIE HIDROLOGICA CONSIDERADA		1940-2006	HUELLA HIDRICA DE LOS USOS ECONOMICO-SOCIALES (% precipitación)					
LLUVIA	PRECIPITACION MEDIA: 573 mm	100				COMPONENTES DE LA HUELLA HIDRICA	TOTAL	SECANO Y GANADERIA	REGADIO	ABASTEC.	RESTO SECTORES
AGUA EDAFICA	EVAPOTRANSPIRACION REAL	78,4	BALANCE HIDRICO (% precipitación)			AGUA VERDE					
	Bosques y terrenos naturales	47,4	RECURSOS HIDRICOS TOTALES	RECURSOS HIDRICOS DISPONIBLES	USOS						
	Cultivos agrícolas y ganaderos	31,0					31,0	21,7	9,3		
MASAS DE AGUAS COSTERAS	ESCORRENTIA TOTAL	21,6	21,6	9,1	9,6	AGUA AZUL	9,6		8,5	1,1	0,1
	Escorrentía directa a los ríos	13,4	13,4	6,4	6,4		6,4				
	Escorrentía subterránea	8,2	8,2	2,6	3,2		3,2				
	APORTES AL MAR	21,6	SALIDAS ACTUALES AL MAR		11,9	TOTAL HUELLA HIDRICA	40,6	21,7	17,7	1,1	0,1
						HUELLA HIDRICA UNITARIA (SECANO=100)	100	191			

Cuadro VIII.10. Relación entre ciclo hidrológico, balance hídrico y huella hídrica en la cuenca del Guadalquivir. Fuente: *Elaboración propia con información del P.H. del Guadalquivir y de la CAP.*

El uso del agua en la agricultura de regadío requiere importantes consumos de energía ligados a su captación, elevación, transporte, filtrado y distribución a los cultivos, muy variable en función del origen del agua, la topografía y los sistemas de riego. Puede incorporarse también el concepto de energía virtual por analogía al de agua virtual. Para valores medios del regadío español se ha calculado estas dos variables virtuales que incorporan los diversos productos agrarios. En concordancia con el concepto de sostenibilidad ambiental y económica parece aconsejable la producción de frutas y hortalizas en nuestros regadíos mediterráneos y poco sostenibles los cereales, cultivos industriales y los forrajes para alimentar al ganado; el aceite de oliva, en un escalón intermedio, es más sostenible su obtención del olivar de secano, que del de regadío (cuadro VIII.11.).

AGUA VIRTUAL Y ENERGIA VIRTUAL DE LA PRODUCCION EN REGADIO			
PRODUCTO	AGUA DE RIEGO (LITROS)	ENERGIA DE RIEGO (KWH)	ENERGIA PRIMARIA PRECISA (GRAMOS EQUIVALENTES DE PETROLEO)
1 KG DE CARNE DE TERNERA	12000	4,04	712,5
1 LITRO DE ACEITE DE OLIVA	2300	0,775	136,6
1 LITRO DE LECHE	400	0,135	23,8
1 KG DE AZUCAR	330	0,111	19,6
1 KG DE CITRICOS	240	0,081	14,3
1 KG DE PATATAS	130	0,044	7,7
1 KG DE TOMATES	35	0,012	2,1

Cuadro VIII.11. Agua virtual y energía virtual de la producción en regadío.
Fuente: *Elaboración propia.*

La modernización de regadíos, con la introducción de sistemas de riego presurizados y el incremento del uso de las aguas subterráneas, ha comportado un gran aumento de la demanda de energía eléctrica por el regadío. Según datos del Plan Nacional de Regadíos H-2008, en el año 1995 se consumían 1.173 KWh por ha. Una estimación del autor eleva esta cifra, para el año 2013, a unos 1595 KWh por ha.

Canarias (6.585 KWh por ha), Murcia (3.276 KWh por ha) y Comunidad Valenciana, Baleares, Castilla La Mancha y Andalucía, todas ellas con más de 1.000 KWh por ha, son las regiones con regadíos de mayor consumo energético. (Ver figura VIII.8).

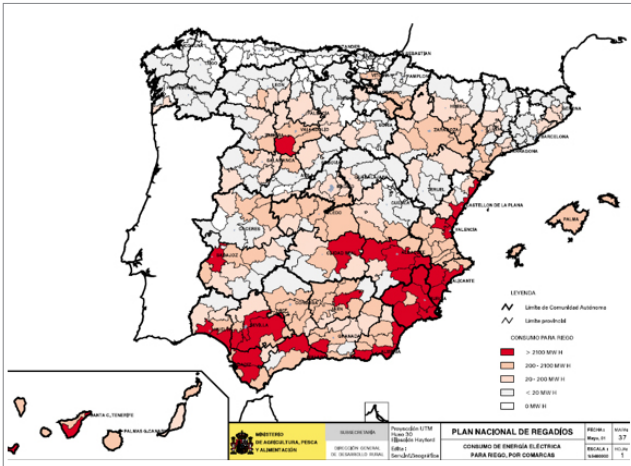


Figura VIII.8. Consumo de energía eléctrica para riego por comarcas. Fuente: (MAPA, 1999).

Hay una estrecha relación entre utilización de aguas subterráneas, en muchos casos con masas de agua en mal estado cuantitativo, y consumo energético (figura VIII.9).

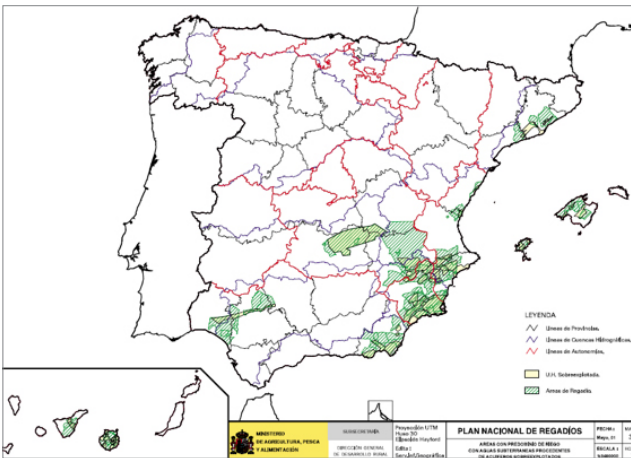


Figura VIII.9. Áreas con predominio de riego con aguas subterráneas procedentes de acuíferos sobreexplotados. Fuente: (MAPA, 1999).

Una manera integrada de aproximarse a la sostenibilidad del regadío español consiste en analizar la evolución del consumo de los recursos naturales de agua y energía en los últimos 40 años: la mejora de la tecnología de riego, y la formación de los regantes, ha permitido mejorar bastante la eficiencia en el uso del agua, pero a costa de aumentar fuertemente el consumo de energía. Se utiliza un 23% menos de agua, pero se necesita un 69% más de energía (cuadro VIII.12).

CAMBIOS EN EL USO DEL AGUA Y LA ENERGIA EN EL RIEGO		
AÑO	AGUA USADA (M3/HA)	ENERGIA CONSUMIDA (KWH/ HA.)
1950	8250	206
1970	8000	480
1980	7750	775
1990	7500	1088
2000	7000	1435
2007	6500	1746
2013	6000	1595
2013/ 1970 (%)	-33	70

Cuadro VIII.12. Cambios en el uso del agua y la energía en el riego (1950-2013).
Fuente: Elaboración propia con datos de MAGRAMA (2013) y MINETUR (2013).

Para avanzar en la sostenibilidad debe corregirse este desacoplamiento en el consumo de agua y energía en los regadíos. Por un lado deben restringirse, y en su caso abandonarse, los regadíos que por el origen del agua subterránea, desalada o regenerada, o por su ubicación a cotas elevadas respecto a la captación del agua requieren más de 1500 KWh por ha. Por otro lado debe reformularse la ligazón entre la modernización de regadíos para conseguir una mayor eficiencia en el uso del agua y la necesidad de introducir sistemas de riego presurizados que requieren energía para su funcionamiento. En muchos casos es posible disminuir adecuadamente el uso del agua, mejorando los sistemas de riego por gravedad, en terrenos llanos, con un diseño adecuado.

Además de la sostenibilidad ambiental de este tipo de regadíos con mucho consumo de energía está en entredicho su sostenibilidad económica por el encarecimiento de la energía en un 65% en los tres últimos años: en zonas con elevaciones totales del agua superiores a 500 m, frecuentes en regadíos de Canarias, Murcia o algunas zonas de Andalucía, el coste de la energía puede llegar a representar más del 15% del valor de la producción, con una tendencia a su crecimiento y a hacer económicamente inviable el regadío.

Los balances energéticos de la agricultura española (Carpintero y Naredo, 2006), ponen de manifiesto que los cambios en la agricultura desde los años 50 del siglo pasado hasta el año 2000, en un proceso de evolución desde una agricultura tradicional a otra intensiva, muy ligada al regadío, con sustitución del trabajo humano y animal por el mecánico y con incorporación de nuevas semillas, y grandes dosis de abonos químicos y pesticidas de síntesis, han multiplicado por 5 las Kcal producidas/ha, por 3 las Kcal producidas/habitante, por 2 las Kcal producidas/m³ de agua en el regadío y por 23 las Kcal producidas/Kcal de trabajo humano (cuadro VIII.13).

EVOLUCION DE DIVERSOS INDICADORES DE EFICIENCIA ENERGETICA DE LA AGRICULTURA EN ESPAÑA (1950-2000)					
AÑOS	1950-1951	1977-1978	1993-1994	1999-2000	2000/ 1950 (%)
POBLACION (MILES HAB.)	28.117	36.709	40.230	40.500	144
SUPERFICIE CULTIVADA (MILES HA)	20.980	20.590	19.055	18.321	87
MILES KCAL. PRODUCIDAS/ HA	1.445	4.928	6.530	7.358	509
MILES KCAL. PRODUCIDAS/ HABITANTE	1.078	2.764	3.093	3.329	309
KCAL. PRODUCIDAS/ KCAL. DE TRABAJO HUMANO	56,5	439,5	928,6	1.332,1	2.357
KCAL. PRODUCIDAS/ M3. DE AGUA DE RIEGO CONSUMIDA	3.389	6.892	6.714	7.009	207
KCAL. PRODUCIDAS/ KCAL. INPUT EXTERNO	6,1	1,2	1,4	1,3	21
KCAL. PRODUCIDAS/ KCAL. ELECTRICIDAD	57,7	41,6	9,9	8,2	14

Cuadro VIII.13. Evolución de diversos indicadores de eficiencia energética de la agricultura en España (1950-2000). Fuente: *Elaboración propia con datos de Óscar Carpintero y José Manuel Naredo (2006).*

Frente a estos exitosos cambios, ha disminuido la eficiencia global de la agricultura, medida en Kcal producidas/Kcal incorporadas a los

inputs, al 21% de la de 1950. Esta transformación del modelo de agricultura se ha realizado aportando grandes cantidades de energía externa a través de los inputs de producción, la mayoría no renovable, lo que ha conducido a disminuir la eficiencia energética al 14% de la de 1950.

A partir de la mitad de los años 60 del siglo pasado, la capacidad de la agricultura de alimentar a la población era suficiente, y este debería ser el momento de referencia para evaluar esta pérdida de eficiencia. A partir de 1977, la eficiencia global (Kcal. producidas/ Kcal. input externo) prácticamente se ha estabilizado y, sin embargo, la eficiencia de la energía utilizada en el regadío (Kcal. producidas/ Kcal. electricidad) se ha dividido por 5 en este período (de 41,6 a 8,2), y seguramente seguirá empeorando en los próximos años (figura VIII.10).

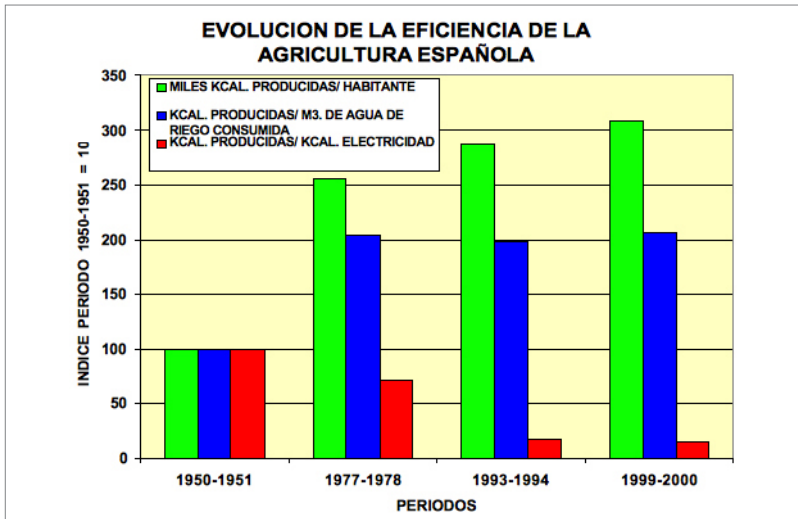


Figura VIII.10. Evolución de la eficiencia de la agricultura española. Fuente: Elaboración propia con datos de Carpintero y Naredo, 2006.

Los inputs de fuera del sector más intensivos en la agricultura española actual, valorados en orden decreciente de sus consumos energéticos para producirlos, son los piensos concentrados, los fertilizantes, los carburantes, la electricidad para riego, la maquinaria, los pesticidas y las semillas importadas.

Como resumen de estos cambios desde una agricultura tradicional a una agricultura moderna e intensiva, puede señalarse que ha sido capaz de atender adecuadamente, quizás con exceso, a las necesidades alimenticias de una población que ha crecido un 44%, utilizando menos superficie cultivada (-13%), quintuplicando la productividad por ha, con una reducción extraordinaria del trabajo humano (-96%). Estos logros se han realizado a costa de la disminución de la sostenibilidad ya señalada.

Es el momento de corregir estos desequilibrios de eficiencia ecológica y energética, aún a costa de ligeras disminuciones de los logros de productividad alimentaria, que dados los excedentes de muchos productos no debe disminuir nuestra seguridad alimentaria.

6. La contaminación difusa procedente de la agricultura

Las principales causas del deterioro del estado de las masas de aguas están ligadas al exceso de la presión sobre los recursos hídricos, el deterioro hidromorfológico de los ríos y la contaminación de las aguas. Entre estas últimas, la contaminación difusa producida por lixiviados de fertilizantes y pesticidas utilizados en la agricultura está sumamente extendida y tiene una alta resiliencia a disminuir.

Entre los fertilizantes agrícolas, los nitrogenados son los que producen mayor impacto sobre los ecosistemas hídricos, al transformarse en nitratos muy solubles y cuyos excesos se incorporan a las aguas. Aunque se utilizan profusamente en toda la agricultura, el regadío por su intensidad productiva concentra gran parte de su consumo. Importantes, también, son los efectos sobre las aguas producidos por los abonos fosfatados y potásicos. De acuerdo a la Directiva sobre nitratos se han declarado las *zonas vulnerables a la contaminación por nitratos*, que abarcan los ámbitos cuyas escorrentías afectan a las masas de aguas superficiales o subterráneas en las que la concentración de nitratos supera los 50 mgr/litro (figura VIII.11).

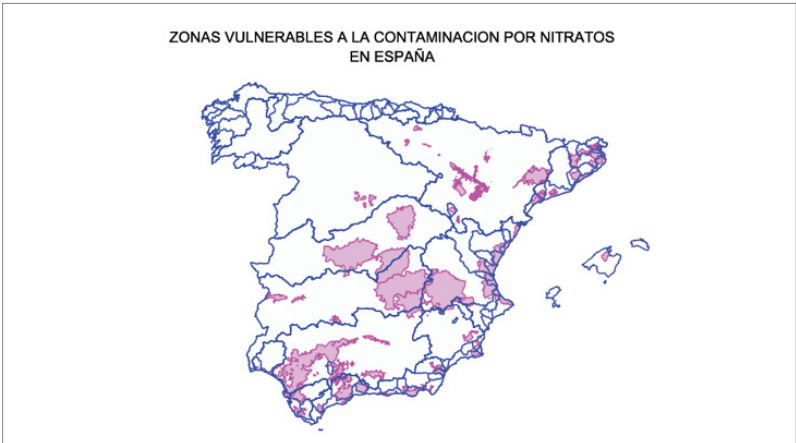


Figura VIII.11. Zonas vulnerables a la contaminación por nitratos en España. Fuente: MARM, 2009.

Existe una gran correlación entre agricultura de regadío, y cuanto más intensiva más, y las zonas declaradas vulnerables a la contaminación por nitratos, como puede comprobarse en Andalucía, en que únicamente los recientes regadíos de olivar no han ocasionado una contaminación difusa grave por nitratos (figura VIII.12).

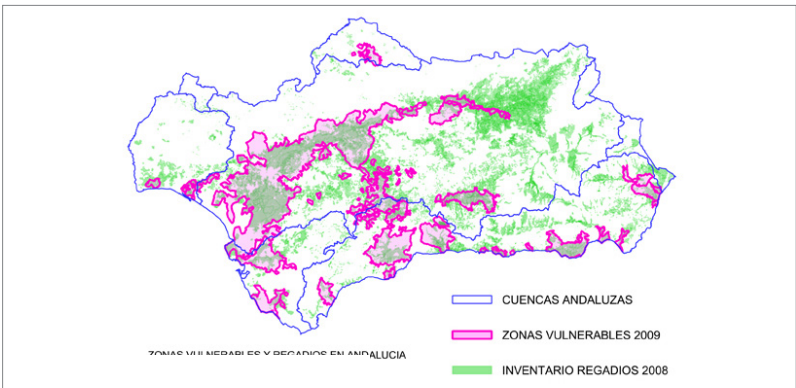


Figura VIII.12. Regadíos y zonas vulnerables a la contaminación por nitratos en Andalucía. Fuente: Elaboración propia con datos del Inventario de regadíos de Andalucía (2008) y de zonas vulnerables a la contaminación por nitratos (2009).

En todas estas zonas vulnerables se ha elaborado un *programa de acción* en el que se incluyen limitaciones a la cuantía de los abonos nitrogenados que se pueden utilizar y los métodos y períodos de aplicación; incluyen un *código de buenas prácticas* para formar a los agricultores y fomentar el uso adecuado de los abonos. En estas zonas es obligatoria la ecocondicionalidad de las ayudas de la PAC, que será ampliada en la reforma actualmente en discusión.

Sin embargo, la realidad demuestra que las ayudas de la PAC denominadas *Otros pagos-FEAGA*, que benefician fundamentalmente a los regadíos, se concentran en las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos. Es lo que denomina WWF: “*Quién contamina cobra*”.

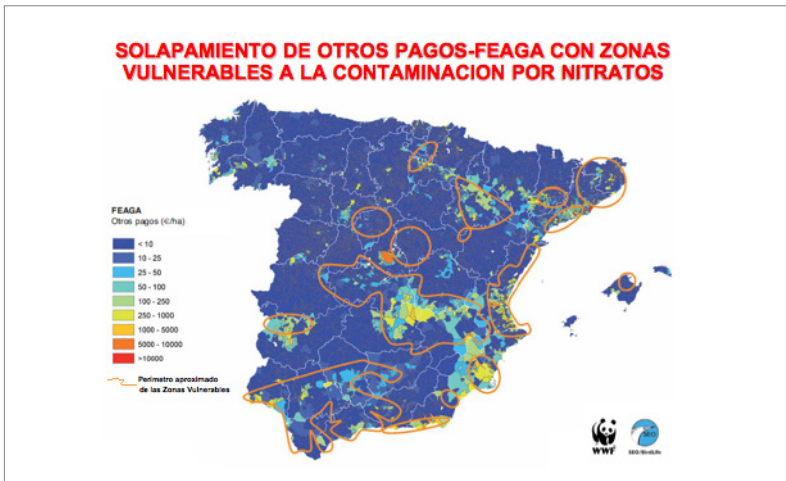


Figura VIII.13. Solapamiento de Otros pagos-FEAGA con zonas vulnerables a la contaminación por nitratos. Fuente: WWF, (2010).

Pero no solamente los abonos crean problemas al medioambiente hídrico, sino que crece el peligro para la salud humana por los contenidos en nitratos y pesticidas en el agua potable. En Andalucía, en el período 2000-2004, se paralizó el suministro de agua potable, en algún momento, en 135 municipios con una población de 2 millones de habitantes por exceso de pesticidas, cuyo principal origen estuvo en los tratamientos de herbicidas en el olivar.

Las técnicas de laboreo son las causantes de la erosión del suelo agrícola, que merma su fertilidad, y que ocasiona efectos sobre la morfología de los cauces, sedimentación de los embalses, turbidez en las aguas y disminución de la actividad biológica en los ríos, siendo otro gran problema ocasionado sobre los ecosistemas hídricos, de manera difusa, por la agricultura (figura VIII.14).

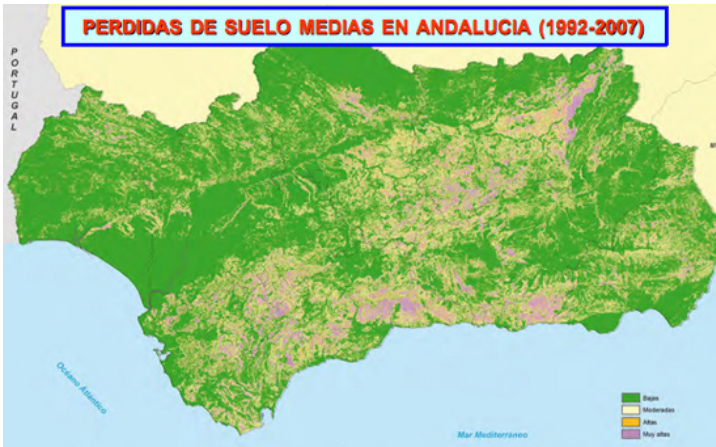


Figura VIII.14. Pérdidas de suelo medias en Andalucía (1992-2007). Fuente: Consejería de Medio Ambiente. Red de Información Ambiental de Andalucía, 2010.

Los agricultores no han interiorizado suficientemente la necesidad de cambiar sus métodos productivos hacia una agricultura sostenible, que puede, y debe ser, también rentable. La reforma de la PAC 2020 debe propiciar este cambio, sin el que será imposible recuperar el buen estado de gran parte de las masas de agua.

7. Conclusión: Hacia una agricultura más respetuosa con el medio ambiente y un desarrollo rural equilibrado

La agricultura, y muy especialmente la de regadío, deben adaptarse a los cambios sociales, productivos, de valoración ambiental y efectos del cambio climático, que se están produciendo de manera irreversible.

ble. Está sometida a la interacción de las políticas europeas de la PAC, de aguas y de adaptación al cambio climático, así como a la globalización de los mercados agrarios.

La reforma de la PAC al horizonte 2020 reforzará el papel de la agricultura como suministradora de alimentos de calidad, con métodos de producción respetuosos para el medio ambiente, abierta a los mercados mundiales y asegurando un nivel de vida digno para el agricultor por su contribución a la producción de bienes ambientales. La Unión Europea apostará por el desarrollo territorial equilibrado, diversificando la actividad de las zonas rurales con las políticas de desarrollo rural, que constituyen el segundo pilar de la PAC:

La agricultura de regadío es esencialmente un sistema productivo agrario, y el agua un recurso esencial, pero uno más entre los medios de producción. Lo importante es el éxito de la explotación, que debe obtenerse por la mejor combinación de los sistemas productivos y de la política comercial de la empresa agraria. Diversos niveles de intensificación de los regadíos y de adaptación al mercado se irán abriendo paso, ya lo están haciendo, y del acierto en el modelo que cada regante adopte, estará su futuro.

El regadío debe saber jugar sus cartas en este contexto, admitiendo su diversidad y aún sus posiciones contrapuestas dentro del sector y con otros usuarios. Se deberá ligar la mayor garantía de agua con el coste del agua para el regante, de manera flexible y adaptada a las estrategias productivas de las explotaciones, que seguro que serán cambiantes a lo largo de los años.

En la última sequía (2004-2008) se ha podido comprobar que gracias a estas estrategias de modernización de regadíos y diversificación de cultivos, la disminución importante de dotaciones de riego ha sido compatible con el mantenimiento de la mayor parte de las producciones más dependientes del mercado.

El regadío español para adaptarse a este marco normativo deberá renunciar a seguir creciendo, condicionando nuevas transformaciones en regadío al abandono de otros poco rentables o eficientes. Hay que recordar que en las últimas décadas se ha aumentado la superficie en riego transformando tierras menos aptas que las tradicionales de regadío y que han requerido grandes bombeos para captar, transportar y distribuir el agua.

Las modernizaciones en regadío deben continuar buscando la mejor eficiencia hídrica, y por consiguiente una mayor garantía de suministro en años de sequía, pero evitando incrementar excesivamente las demandas de energía. Debe superarse la creencia que deben transformarse todos los riegos por gravedad en riegos a presión: es posible, y aún ecológicamente deseable, mejorar la eficiencia del uso del agua en muchos regadíos por gravedad, manteniendo el sistema de riego. Esta conservación de riegos por gravedad tiene una importancia ecológica y paisajística en los regadíos de montaña.

Es muy posible que el encarecimiento de la energía, en paralelo con la aplicación del principio de recuperación de costes de los servicios del agua, obligue a abandonar regadíos recientes que necesitan alturas de bombeo superiores a los 200 m., salvo en condiciones climáticas óptimas y para cultivos muy intensivos, como los invernaderos. Esta reducción puede afectar a regadíos deficitarios de olivar, tradicionalmente de secano, que con bastante frecuencia superan estas impulsiones.

Si saben resolver los regantes los diversos retos que afectan al regadío (limitación de crecimiento ligado a la mayor garantía de uso del agua, modernización de infraestructuras de riego y de las explotaciones, disminución de la contaminación difusa y asunción de los nuevos precios del agua) el regadío español tiene asegurado su futuro.

En política de aguas el objetivo principal es recuperar el buen estado ecológico de nuestros ríos, acuíferos y humedales, lo que obligará a una menor presión sobre los recursos hídricos y a disminuir la contaminación difusa. Los nuevos planes hidrológicos deben considerarse valiosos para avanzar hacia estos objetivos ambientales.

No se ha avanzado en los planes hidrológicos, sin embargo, en la aplicación del principio de recuperación de costes, perdiéndose una ocasión de reorientar la actual política de aguas hacia una más sostenible y que satisfaga mejor las necesidades actuales de la sociedad. En sensu contrario se ha dado valor oficial al concepto extendido entre los usuarios de que “ya se están recuperando los costes”.

La agricultura de regadío tiene una alta responsabilidad en que pueda lograrse el buen estado de las masas de agua. Para ello es imprescindible la integración de las políticas de aguas y agrarias en la planificación y gestión del agua, dando el protagonismo, que no tiene, al Comité de Autoridades competentes de cada Demarcación Hidrográfica.

Bibliografía

Aldaya, M., Llamas, M. R., Garrido, A. y Varela, C. (2008). “Importancia del conocimiento de la huella hidrológica para la política española del agua”, en Encuentros Multidisciplinares, V. 10 (n. 29); pp. 1-12- ISSN 1139-9325. Madrid.

CAP. (2011). *Agenda del regadío andaluz H-2015*. Consejería de Agricultura y Pesca. Sevilla. 128 pp.

CAP. (2011). *Inventario de regadíos 2008 y su evolución en la última década*. Consejería de Agricultura y Pesca. Sevilla. 143 pp.

Carpintero, O. y Naredo, J.M. (2006). *Sobre la evolución de los balances energéticos de la agricultura española*. Historia Agraria, 40: 531-554.

Chapagain, A.K. & Hoekstra, A.Y. (2004). *Water footprints of nations*. Value of Water Research Series. 16. UNESCO-IHE

Comisión de las Comunidades Europeas. (2007). *Libro Verde. Adaptación al cambio climático en Europa: opciones de actuación para la UE*. Bruselas, Comisión de las Comunidades Europeas.

Comisión Europea. (2010). *La PAC en el Horizonte 2020*. Bruselas, Comisión Europea.

Corominas, J. (2000). *Más allá de la modernización de los regadíos*. XVIII Congreso Nacional de Riegos. Conferencia inaugural. Huelva, 20 de junio de 2000.

Corominas, J. (2001). *Los regadíos y la política agrícola común en Andalucía*. El debate del agua desde el sur. pp. 97-122.

Corominas, J. (2008). *¿Modernización o reconversión de regadíos? Dimensiones socio-económicas, ambientales y territoriales*. VI Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua. FNCA. Vitoria-Gasteiz.

Corominas J., (2010). *Agua y Energía en el riego en la época de la Sostenibilidad*. Ingeniería del Agua, 17, (3): 219-233.

Corominas, J. (2010). *Los nuevos Planes Hidrológicos de las Cuencas Andaluzas*. Seminario Nacional “Los nuevos Planes de Cuenca según la DMA”, Madrid, Observatorio del Agua de la Fundación Botín.

Moral, L. (2010). *The hydraulic paradigm and the production of a new geography in Spain: Origins and historical evolution between the Sixteenth and Twentieth Centuries*. T. Tvedt & R. Coopey (eds.) A history of water. Series II, Volume 2 Rivers and society from early civilisations to modern times, Londres: I.B. Tauris, pp. 440-462.

Moral, L. (2011). *El debate sobre el presente y futuro del regadío: doce años de reflexión en España (1998-2010)*. Jornadas sobre riegos. Marsella.

Llamas, R. (2005). *Los colores del agua, el agua virtual y los conflictos hídricos*. Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 99 (2): 369-389.

MAPA. (1999). *Plan Nacional de Regadíos (Horizonte 2008)*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid, 229 pp.

MARM. (2010). *Anuario de estadística 2010*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid, 1.218 pp.

MARM. (2010). *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos 2010 – Informe sobre regadíos en España (ESYRCE)*, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid, 178 pp.

MIMAM. (1998). *El Libro Blanco del Agua en España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, 855 pp.

MIMAM. (2007). *“Precios y costes de los servicios de agua en España”*, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, 220 pp.

MITYC. (2008). *La energía en España 2007*, Ministerio de Innovación Tecnología y Ciencia. Madrid, 229 pp. ISBN 978-84-96275-64-5.

Salmoral, G., Dumont, A., Aldaya, M.M., Rodríguez-Casado, R., Garrido, A. & Llamas, M.R. (2011). *Análisis de la huella hídrica extendida de la cuenca del Guadalquivir*. Fundación Botín. Madrid, 91 pp.

WWF (2010). *¿Quién contamina cobra? Relación entre la política agraria común y el medio ambiente en España*. WWF. Madrid, 32 pp.

IX - Ecología Política del agua

Beatriz Rodríguez Labajos
Joan Martínez Alier
Universidad Autónoma de Barcelona

Introducción

Este capítulo busca ayudar a distinguir y aplicar los conceptos de la ecología política y de la justicia ambiental, a reflexiones generales y a casos concretos sobre la gestión del agua. En particular, el análisis se enfoca en la conexión entre los conflictos ambientales y el activismo hídrico, un tema al que no se le ha concedido suficiente atención en la literatura científica. La idea principal del capítulo es reunir a las literaturas de la ecología política, los estudios de la justicia hídrica y los conflictos ecológico-distributivos. El capítulo ofrece una revisión y categorización de conflictos hídricos, mostrando cómo los movimientos sociales están afrontándolos de manera creativa, generando en el proceso nuevas modalidades de gestión y gobernanza hídrica.

Con este propósito, el capítulo examina, en primer lugar, diversas metodologías para el análisis y sistematización de los conflictos hídricos. A continuación, se discuten varios ejemplos que ilustran una tipología de conflictos hídricos basada en las fases del ciclo de vida de la mercancía (o '*commodity chain*', en la literatura anglosajona). La sección posterior estudia las movilizaciones sociales en conflictos de agua, que a veces desembocan en alternativas de manejo y gobernanza. Finalmente, se apuntan algunas conclusiones de este capítulo.

1. Los conceptos fundamentales de la Ecología Política y la justicia ambiental en gestión de las aguas

1.1. ¿Qué es la Ecología Política?

Nos preguntamos, ¿qué es la Ecología Política? ¿Qué temas aborda? ¿Cuáles son los desarrollos más recientes en Ecología Política del agua? Para muchos ecólogos, las palabras 'Ecología Política', puestas juntas, suenan mal. La ecología es una ciencia que como la definió Haeckel en 1866 estudia las relaciones entre el medio abiótico y la vida. Estudia pues cómo la diversidad de ecosistemas y de especies se ha ido creando y se mantiene en diversos ecosistemas, qué flujos de energía y de materiales (incluyendo el agua) ingresan y circulan en esos ecosistemas.

Todo eso es muy anterior a la aparición de la especie humana hace unos 300.000 años. La vida en el planeta empezó mucho antes, hace unos 4.000 millones de años. La Ecología estudia cómo se distribuyen las plantas y animales (biogeografía), cómo establecen cadenas tróficas y cómo circula la energía y los materiales en los ecosistemas (ecología de sistemas), cómo las especies crecen o desaparecen y cómo colonizan nuevos territorios (ecología de poblaciones). Los humanos llegaron tarde. Hubo ecología durante muchos millones de años sin humanos. Y cuando empezó la investigación y enseñanza de Ecología, había mucho que hacer, a partir de Haeckel, sin incluir a los humanos en tales estudios. Los humanos no fueron incluidos en los estudios de Ecología hasta muy entrado el siglo XX.

La **Ecología humana** sería pues una parte de la ecología que estudia a las sociedades humanas desde el punto de vista de su uso e influencia sobre los flujos de energía y materiales, y su repercusión en la biodiversidad. Por ejemplo, la agricultura como actividad humana ha influido en los ecosistemas naturales. La influencia humana es hoy tan grande en la sociedad industrial que hay quienes proponen que el periodo geológico actual sea denominado ya como el Antropoceno. Nuevas subdivisiones de la ecología humana, que a los ecólogos tradicionales ponen nerviosos, han sido apareciendo: etnoecología, agroecología, ecología urbana, ecología industrial, y hasta la ecología política.

La **Ecología política** estudia cómo la distribución del poder (que es el tema principal de la ciencia política) determina el uso que los humanos hacen del ambiente natural, es decir, cómo el poder favorece o excluye uno u otro uso entre categorías de humanos, y también con respecto a otras especies. Robbins (2004:11) subraya que el cambio ambiental y las condiciones ecológicas son fruto de un proceso político. Citando a Bryant y Bailey (1997) señala que el foco de atención de la ecología política es la idea de que los costes y beneficios asociados con el cambio ambiental se distribuyen en su mayor parte de manera desigual, incidiendo así en las inequidades sociales y económicas existentes. De esta manera, las relaciones de poder se ven afectadas por - y a su vez, afectan a - la situación ambiental y social.

Una ilustración del enfoque de la economía política a la gestión del agua la encontramos en Swyngedouw (1999 y trabajos posteriores). En ellos se muestran las intrincadas relaciones entre políticas de agua, poder político y el rol de la ingeniería en el proceso de modernización de la sociedad española durante el último siglo. Todo ello lleva, al parecer del autor, a una intensa transformación espacial y ecológica, en la que el agua y el 'paisaje hídrico' (*waterscape*) tienen un rol fundamental.

Existe un ciclo natural del agua, que existiría igualmente si no hubiera seres humanos, con la evaporación del agua del mar, la precipitación como lluvia o nieve, la vuelta al mar o a lagos por los ríos, y otra vez la evaporación. Ese ciclo movido por la energía solar tiene una enorme importancia en la regulación del clima y obviamente en la vida en el planeta tierra. Pero además la circulación del agua se ve afectada por la actuación humana, mediante canales, trasvases y represas, mediante elevaciones para riego y por la modificación de la calidad biológica de los cursos de agua. A esas modificaciones, en beneficio de algunos sectores de la población y en perjuicio de otros, geógrafos como Jamie Linton y Erik Swyngedouw, les han llamado el **ciclo hidro-social**. Los sistemas de gestión del agua precisamente inciden en esos ciclos hidro-sociales.

La Ecología política del agua estudia pues las intervenciones en el ciclo hidro-social y el despliegue del poder en tales conflictos ecológico-distributivos. En general, la ecología política analiza conflictos locales o globales en el acceso a recursos naturales o en las cargas de la

contaminación, conflictos que nacen del creciente metabolismo social, y muestra cómo los diferentes actores utilizan diferentes lenguajes de valoración. En este sentido, la ecología política tiene elementos en común con la **Economía ecológica**, que analiza el metabolismo social. La economía ecológica nace de una tradición intelectual que intenta entender la manera en que las instituciones y relaciones económicas se encuentran insertas en un mundo físico y, por tanto, condicionadas a él. Las elecciones de los actores basadas en valoraciones puramente monetarias serán, pues, insuficientes para entender estas precondiciones físicas de la economía (Martínez Alier, 2009).

Así, nos preguntamos quién tiene poder para hacer una mina a cielo abierto que va a contaminar el agua o para oponerse a ello. Nos preguntamos quién tiene poder (legitimado o no por la costumbre o el derecho) para usar el agua disponible de un río o a abrir pozos para alcanzar la napa freática excluyendo a otros. Nos preguntamos, con respecto a otras especies, si los humanos debemos reconocer (como establece el art. 71 de la Constitución de Ecuador de 2008) los derechos de la Naturaleza, y si existen ya sentencias judiciales que determinan el derecho de un río o de un lago a que su morfología o su diversidad biológica no sea alterada. Nos preguntamos quién tiene el poder de hacer una represa que inunde terrenos agrícolas o bosques, en beneficio de una compañía eléctrica y en perjuicio de los habitantes ribereños aguas arriba y aguas abajo, y nos preguntamos también qué procedimientos de decisión valen para determinar si se puede o no se puede construir tal represa. ¿Basta con el ordeno y mando de un dictador, hace falta un análisis costo-beneficio complementado por una cosmética evaluación de impacto ambiental, o es acaso preciso realizar un análisis multi-criterial participativo o un referéndum local? ¿Cabe oponer a la construcción de esa represa la obligatoriedad de una consulta previa según el Convenio 169 de la OIT para territorios indígenas?

1.2. Conflictos de distribución ecológica y justicia hídrica

Nada hay tan abundante en la Tierra como el agua. Sin embargo, en su mayor parte se trata de agua de mar (más del 95%). Además, la mayor parte del agua dulce existente en el planeta en realidad no es accesible, porque está en los glaciares y en cubiertas permanentes de nieve. Así, pues, una particularidad esencial del agua es el papel clave —aún más

que en cualquier otro recurso— de su calidad. Lo que necesitamos los humanos es agua de determinada calidad (ya sea para beber, para la agricultura o para refrigerar una central termoeléctrica) disponible en determinados lugares. Siguiendo a Naredo (1997: 14), podemos aplicar el símil de la ‘entropía’ al agua: el ‘gradiente’ de la calidad del agua tiende a disminuir, perdiendo cota de alzada y acumulando materiales como por ejemplo sales, desde que aparece en forma de lluvia hasta que llega al mar, donde alcanza su máximo nivel de entropía, que la radiación solar invierte al devolver el agua a las nubes y al caer de nuevo en forma de lluvia de agua dulce. El proceso de pérdida de calidad del agua se acelera por la actividad humana como se ve claramente en la contaminación química de aguas superficiales o de acuíferos. Cuando una compañía minera o una ciudad usan el agua para evacuar residuos, la calidad desciende. Por tanto, no puede ya emplearse en otros usos como el abastecimiento humano o la agricultura. Por ello se intenta evitar conflictos entre usos marcando normas de calidad que, en sí mismas, suelen ser objeto de discusión. También son los humanos quienes impulsan la ‘biocontaminación’ con la introducción deseada o no de especies invasoras.

La búsqueda de agua de calidad adecuada ha motivado la construcción de aljibes y cisternas para recoger el agua de lluvia para uso doméstico en zonas de aguas superficiales y subterráneas salobres. También ha motivado trasvases de agua entre zonas y costosas inversiones —en dinero y energía— para obtener agua dulce a partir de agua salada por medio de desaladoras, que lo que hacen es sustituir parcialmente lo que la energía solar proporciona de forma gratuita. Esta ‘sustitución’ sería imposible a gran escala a nivel mundial dada la limitación de la disponibilidad de energía. Cabe pensar, sin embargo, que en algunos casos las nuevas tecnologías, como la ósmosis inversa u otras técnicas de desalación, puedan hacer accesible —con costes decrecientes— una parte del gran depósito del agua del mar para uso doméstico. Frente al pesimismo geopolítico de quienes anuncian ‘guerras por el agua’ más intensas que las ‘guerras por el petróleo’ (como las que se dan entre Israel, Palestina, Jordania, Siria, por ejemplo), vale la pena por una vez mostrar un cierto optimismo tecnológico.

Los cambios inducidos en la disponibilidad de agua en la cantidad y calidad requeridas ayudan a explicar la emergencia de conflictos hídricos. El cuadro IX.1 clasifica estos conflictos en dos ejes. El primero

clasifica los conflictos por el momento en el que se producen: en la extracción, en el transporte, o en la contaminación tras su uso. En ecología política, estudiamos conflictos en la minería de uranio pero también los conflictos sobre residuos de las centrales nucleares. Distintos momentos, distintos conflictos a lo largo de una misma ‘cadena de la mercancía’ (commodity chain). Esta misma lógica puede aplicarse a los conflictos del agua. Pero los conflictos pueden también clasificarse por su extensión geográfica. Hay conflictos locales (el proyecto Conga de minería de oro en Cajamarca, Perú, por su intención de usar el agua de lagunas locales) y conflictos globales (el exceso de gases de efecto invernadero lleva a cambios climáticos, y por tanto a reclamos de una ‘deuda ecológica’ y a movimientos de ‘justicia climática’). Y hay a veces conflictos ‘glocales’, de raíz local o regional y de fama e importancia global, como las represas del río Narmada en la India y conflictos similares que llevaron a constituir la Comisión Mundial sobre Represas antes del 2000.

Fase de la cadena de la mercancía	Ámbito espacial		
	Local	Nacional y regional	Global
Extracción	Conflictos de presas o desalinizadoras. Agua para procesos locales de extracción mineral (incluyendo áridos) o de petróleo o gas.	Mega-proyectos de riego Agua para plantaciones de árboles o agrocombustibles para la exportación. Gestión insostenible de pesquerías e impactos de la acuicultura. Demandas de agua del turismo.	Acaparamiento de agua (<i>water grabbing</i>) global. Tendencia global a la privatización de la distribución del agua .
Transporte y comercio	Mega-proyectos de gestión de agua Efectos locales de infraestructuras viarias (por ej. acuíferos ‘pinchados’ por el AVE en España). Contaminación por derrames de petróleo.	Hidrovías. Trasvases entre cuencas. Sistemas encadenados de presas.	Exportación global de agua ‘virtual’.
Residuos y contaminación, post-consumo	Agua contaminada por uso doméstico urbano. Contaminación de acuíferos por nitratos de origen agropecuario.	Lluvia ácida. Contaminación de cuencas enteras (por. ej. Lerma – Chapala – Santiago en México).	Acidificación de los océanos. Desaparición de glaciares por el cambio climático.

Cuadro IX.1. Clasificación de conflictos ambientales en materia de aguas / ecosistemas acuáticos. *Fuente: Elaboración propia.*

La idea de injusticia ambiental surge de la inequidad en la distribución de los niveles de riesgo ambiental entre diferentes segmentos de la sociedad. En los Estados Unidos, a partir de la década de 1980, la evidencia de injusticias ambientales por razones económicas y raciales (como la concentración de instalaciones no deseadas en barrios de población afroamericana o pobre) llevó al surgimiento de movilizaciones contra el “racismo ambiental”, por los derechos civiles (Bullard, 1994). Más tarde, el concepto de Justicia Ambiental fue adoptado y desarrollado por académicos de diferentes disciplinas (desde la sociología a la ciencia política), trascendiendo los elementos de justicia distributiva, para incluir también el reconocimiento o representación de los valores plurales de los actores involucrados, las garantías para su participación efectiva y la protección de sus capacidades (Schlosberg, 2003, 2007).

Existen también movimientos que se llaman de ‘justicia hídrica’, vinculados a conflictos y luchas por el agua desde los ámbitos más locales. La evidencia de injusticias hídricas ha llevado a la movilización del concepto en el ámbito académico, que trata de explicar y trazar las diferentes facetas de la ‘justicia hídrica’ en colaboración con activistas. Así lo hace, por ejemplo, un grupo de la Universidad de Wageningen que explica que *el agua corre en dirección al poder* (Boelens et al. 2011). Donde el poder se acumula, allá llega el agua que se robó de otros sitios. Por eso existen tribunales éticos sobre agua, como se explica más adelante. Existen grupos de apoyo como *International Rivers*, de alcance mundial.

Sin embargo, los conflictos de agua no suelen tener un alcance global, salvo tal vez en lo que respecta a la acidificación de los océanos o a la progresiva desaparición de glaciares. Tienen un ámbito geográfico más restringido que el cambio climático o la destrucción de la capa de ozono, y suelen tener alcances locales y regionales. Por ejemplo, el trasvase del río San Francisco en Brasil no es un tema local sino regional, afecta varios estados. Igualmente los proyectos de ‘*interlinking of the rivers*’ en la India o más modestamente el transvase Tajo-Segura o los trasvases del río Ebro en España. Exceden la escala local pero no son temas globales. Sin embargo, hay relaciones entre lo regional y lo global. La desaparición de algunos ecosistemas (manglares, arrecifes de coral) y de especies ¿es un tema conceptualmente global (como también lo es el de la gestión del agua), pero con manifestaciones

locales y regionales? En este sentido la literatura utiliza el término *glocal* para hablar de procesos que se manifiestan en lo local, pero se reproducen en diferentes partes del mundo, respondiendo a fuerzas motrices comunes. Urkidi (2010) utiliza el término en el mismo sentido para estudiar conflictos ecológico-distributivos en el ámbito de la minería metálica en América Latina.

1.3. Herramientas de análisis para el estudio de conflictos ambientales en la gestión del agua y el territorio

El poder del que hablamos en ecología política aparece en dos niveles: el de imponer burdamente una decisión por las buenas o por las malas, y el de imponer o consensuar más sofisticadamente el procedimiento que legitime la decisión.

En la contabilidad macroeconómica se puede intentar introducir la valoración de las pérdidas de servicios de los ecosistemas y de biodiversidad ya sea en cuentas satélites (en especie o en dinero) ya sea modificando el PIB para llegar a un PIB 'verde'. Pero en cualquier caso, la valoración económica de las pérdidas tal vez sea baja en comparación con los beneficios económicos de un proyecto que destruya un ecosistema local o que destruya la biodiversidad. Por esta razón, resulta útil contar con métodos de análisis que trasciendan la valoración monetaria y amplíen la incorporación de valores plurales. Entre ellos, se cuentan los métodos para la evaluación multi-criterio, el cálculo de análisis de flujos materiales, la identificación de servicios ambientales proporcionados por ecosistemas acuáticos y el mapeo de conflictos, que se describen brevemente a continuación.

1.3.1 Evaluación multicriterio

Los métodos de evaluación multi-criterio (EMC) incluyen toda una familia de metodologías de apoyo a la toma de decisiones que permite identificar soluciones 'adecuadas' ante problemáticas complejas. La EMC ayuda a estructurar problemas en la esfera de la gestión socio-ambiental, incluyendo objetivos ecológicos, sociales, políticos y económicos en conflicto, considerando a diversos grupos de interés y diferentes lenguajes de valoración. Un problema multi-criterio típico viene caracterizado por la presencia de a) un número predefinido de

alternativas (cursos de acción en relación al problema abordado), y b) diferentes criterios de valoración de dichas alternativas, a menudo en conflicto (por ejemplo, impactos ambientales, rentabilidad y efectos en el empleo). Tales criterios suelen obedecer a las perspectivas y lenguajes de valoración de diferentes grupos de actores que participan en el proceso de decisión o se ven afectados por éste.

Gerber et al. (2012) compilan y explican diferentes métodos de EMC que en su opinión contribuyen de mejor manera a apoyar la deliberación y el análisis en situaciones de conflicto ambiental. Además de determinadas propiedades de los datos, una cualidad que resulta deseable en EMC en apoyo a la justicia ambiental (y por ende, la justicia hídrica), es la facilidad con la que el método incorpore la participación de los actores involucrados a lo largo de la evaluación. En su revisión, los autores muestran cómo la EMC se ha utilizado en el pasado para evaluar alternativas relacionadas con la gestión hídrica. Tal es el caso de los trabajos de Moral et al. (2006), que estudia el abastecimiento de agua para la Costa del Sol (España), de De Marchi et al. (2000) que estudia la situación de la gestión del agua en Troina, Sicilia (Italia), o Antunes et al. (2011) que analiza la gestión del riego en Caia (Portugal).

1.3.2 Metabolismo hídrico

Desde el punto de vista metabólico, el agua es un recurso difícil de clasificar. El ciclo integral del agua es un 'fondo' que se renueva constantemente de manera natural y que nos da un flujo de productos y servicios, un recurso siempre renovable cuya disponibilidad futura no depende de que lo utilicemos más o menos. El agua se evapora mediante la energía solar y cae otra vez en forma de lluvia en una cantidad global similar de año en año aunque con variabilidad regional. Además, la acción humana puede afectar a dicho ciclo.

Ahora bien, ciertas cantidades de agua no son un 'fondo' continuamente renovable sino un stock agotable porque además del agua superficial que, ciertamente, no abunda en todas partes, existe un stock de agua subterránea en los acuíferos que, si se extrae rápidamente, puede agotarse. El agua extraída de un acuífero debe verse así como un recurso similar a los recursos renovables biológicos, aunque ahora la tasa de renovación no depende de la reproducción biológica sino de

la infiltración de agua. Pero en cualquier caso cuando la extracción supera a la tasa de renovación 'natural' entonces disminuye el stock: la extracción no es sostenible. Incluso en algunos acuíferos, en zonas sin apenas lluvia, la tasa de infiltración es tan pequeña que podemos hablar de 'agua fósil', como un recurso en la práctica 'no renovable'. En este sentido, se dan casos de acuíferos con pequeña recarga como en el Campo de Dalías (Almería, Andalucía) y otros sencillamente sin recarga actual (Desierto Libio): estos son los auténticamente fósiles. Otro efecto de destrucción de stocks es la salinización (calidad) y la subsidencia y consiguiente compactación del acuífero con pérdida de capacidad de almacenamiento.

Igualmente el stock de agua contenido en un glaciar del cual provenga la provisión para las comunidades de regantes puede ir disminuyendo debido al cambio climático global.

Recientemente, se han desarrollado metodologías que permiten valorar las cantidades de agua utilizadas en procesos de producción. Hoekstra (2003) define *agua virtual* como la cantidad de agua usada en los procesos de producción de mercancías a lo largo de su ciclo de vida. Igualmente, divide este concepto en el agua 'azul' (que se extrae de los ríos, lagos o acuíferos en procesos de producción, como por ejemplo el riego), el agua 'verde' (evapotranspirada durante el crecimiento de los cultivos) y el agua 'gris' (contaminada por el uso agrícola, industrial o doméstico). El consumo per cápita de agua virtual contenida en la dieta varía de acuerdo al tipo de dieta. Mientras una dieta de subsistencia puede requerir volúmenes del orden de 1 m³/día, una dieta con alto contenido de carne, a los niveles de consumo de Estados Unidos, supone un uso de agua virtual de 5 m³/día (Allan, 2011).

En la misma línea, la *huella hídrica* de una entidad (individuo, comunidad o empresa) es el volumen total de agua dulce utilizada para producir los bienes o servicios que el individuo o comunidad consumen, o la empresa produce. La *Water Footprint Network* ofrece algunos ejemplos que apuntan a la utilidad del concepto de huella hídrica para señalar inequidades en el uso del recurso. La huella hídrica de China es del orden de 700 m³/año per cápita, de los cuales sólo el 7% se obtiene fuera de sus fronteras. En contraste, igualmente en Asia, cada japonés tiene una huella hídrica de 1.150 m³/año, en un 65% obtenida fuera de las fronteras niponas (www.waterfootprint.org).

Los indicadores de metabolismo hídrico son útiles *per se*, ya que revelan vínculos entre producción y consumo que pueden ser utilizados en medidas de gestión tales como etiquetado para la sensibilización de los consumidores. No obstante, su pertinencia también depende en gran medida del sentido de los flujos de agua virtual. Es bien conocido el contrasentido que supone la exportación de tomate desde zonas áridas del sur de España hacia la húmeda Europa del norte. En un sentido similar, las exportaciones de celulosa, soja o etanol desde América Latina a Europa o China o Estados Unidos acarrear importantes volúmenes de agua 'virtual'. En una lectura geopolítica, analizar el comercio global de agua 'virtual' permite revelar dependencias materiales entre distintas regiones del planeta.

1.3.3 Análisis de servicios ambientales

El agua tiene unas funciones de mantenimiento de los ecosistemas previas y más fundamentales que cualquier extracción humana porque sin ella la vida no sería posible. Las demandas de agua de cada ecosistema dependen en gran medida de sus comunidades vegetales. De hecho, la existencia de desiertos o de zonas con poca vegetación en lugares de clima cálido puede entenderse como una respuesta ecológica a la escasez de agua. Las alteraciones humanas de la vegetación influyen en los excesos o déficits de agua de un territorio. Así, la introducción de vegetación en zonas con escasez natural de agua viene a intensificarla. Ejemplo de ello sería la implantación de campos de golf en el Mediterráneo. En definitiva, la disponibilidad natural de agua en cada territorio es un condicionante al tipo de beneficios que los humanos pueden esperar de sus ecosistemas.

Los conflictos ambientales sobre el agua pueden verse como conflictos sobre quien se aprovecha y quien pierde acceso a servicios ambientales, ya sea de producción, de regulación o culturales. Una confluencia de ríos (*prayah*, en el Himalaya), una cascada, pueden ser sagrados para la población local. Si son destruidas al construir represas, una compensación monetaria no puede realmente comprar lo que es sagrado. Las mujeres pehuenche en Chile que se opusieron a la represa de Endesa en el Bio-Bio, oponían sus derechos territoriales a la ganancia económica. No veían el río primordialmente como una fuente de electricidad.

La identificación de los servicios ambientales proporcionados por ecosistemas acuáticos es importante para la gestión. Hacia 1997, antes de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de 2005, De Groot y Daily introdujeron con fuerza la perspectiva de los servicios ambientales. Se trata de analizar cómo las funciones ecológicas sirven a propósitos humanos, como el ciclo del agua (evaporación, precipitación) y el ciclo del carbono (cuadro IX.2). Recientemente, la iniciativa *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) (Russi *et al.*, 2013) ha dedicado uno de sus informes a la revisión del nexo entre el ciclo hidrológico y la provisión de servicios ecosistémicos, en ecosistemas acuáticos como arrecifes coralinos, sistemas costeros, manglares, y humedales, ríos y lagos.

Categorías	Ejemplos
Provisión	Provisión de materias primas (fibras, madera).
	Base biofísica para actividades de pesca (en aguas interiores y marinas), caza y pastoreo.
	Abastecimiento de agua.
	Contribución a la producción de energía eléctrica.
Regulación	Protección costera.
	Purificación del agua.
	Secuestro de carbono.
	Mantenimiento de la temperatura y precipitación (regulación del clima).
	Regulación de inundaciones.
	Control biológico.
Culturales	Descomposición de residuos.
	Turismo, recreación, y calidad estética.
	Beneficios espirituales y religiosos, provisión de valores para generaciones futuras.
Soporte	Educación e investigación.
	Contribución a la producción primaria (por ej. bancos de peces).
	Dispersión de semillas en corrientes de agua.
	Formación y circulación de sedimentos.
	Control de la erosión.

Cuadro IX.2. Ejemplos de servicios ecosistémicos en ámbitos acuáticos, de acuerdo a las categorías de servicios de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Fuente: *Elaboración propia*.

Ejemplo de los conflictos causados por la apropiación de los servicios ambientales en ecosistemas hídricos es la tradicional tensión en la determinación de los **caudales ecológicos**. En el caso de Cataluña, por ejemplo, el río Ter ha estado sujeto por casi cien años a una regulación de los caudales para la generación de energía hidroeléctrica y, más recientemente, para el abastecimiento urbano de Barcelona. Los beneficios de los servicios ecosistémicos del río se llevan así a manos privadas o semi-privadas, mientras que los beneficios libremente accesibles, como la recreación o la apreciación estética, se ven afectados. Jordà y Rodríguez-Labajos (2014) analizan dichos conflictos utilizando el enfoque de los servicios ambientales para entender los lenguajes de valoración en conflicto en este caso. El uso o apropiación de los servicios ambientales es un tema de conflicto.

1.3.4 Mapeo de conflictos

El análisis de conflictos se ve dificultado, en ocasiones, por la dispersión geográfica de dichos procesos. Una vía para conectar casos específicos a un movimiento generalizado de justicia ambiental, o para identificar e interpretar pautas generales de actuación es la creación de bases de datos *ad hoc* vinculados a redes de activismo. Tal es el caso, por ejemplo de redes que intervienen en conflictos por actividades petroleras (como Oilwatch, www.oilwatch.org), o en conflictos mineros (como OCMAL, www.conflictosmineros.net). El mapeo de conflictos es a menudo una herramienta que, al tiempo que apoya las alianzas entre iniciativas locales, facilita el análisis de conflictos más allá de la observación de casos de estudio.

Una iniciativa global de investigación en justicia ambiental es el proyecto EJOLT 2011-15 (Organizaciones de Justicia Ambiental, Pasivos Ambientales y Comercio Internacional, www.ejolt.org), que se ha dado a la tarea de compilar casos de conflictos sobre diferentes temáticas (cuadro IX.3).

Tipo	Ejemplos
Nuclear	Extracción de uranio; plantas nucleares; almacenamiento de residuos nucleares.
Minería metálica y materiales de construcción	Extracción mineral (para metales) y también para construcción (arenas y gravas) procesamiento de minerales; relaves.
Gestión de residuos	Basura electrónica y otros conflictos en zonas de importación de desechos; desguace de navíos; privatización de los residuos; ; incineradoras; disposición incontrolada; residuos industriales; residuos municipales.
Biomasa	Acaparamiento de tierras; plantaciones de árboles; tala ilegal; productos no maderables; deforestación; agrotóxicos; agrocombustibles; manglares vs camarónicas; biopiratería; producción industrial intensiva (monocultivos / ganado); pesquerías.
Combustibles fósiles, justicia climática, energía	Extracción de carbón, petróleo y gas; conflictos relacionados con el cambio climático (inc. glaciares, acidificación de océanos, aumento nivel de mar); REDD / MDL; aerogeneradores; conflictos por proyectos de geoingeniería.
Transporte e infraestructura	Megaproyectos; carreteras, aeropuertos, trenes de alta velocidad.
Gestión del agua	Presas; trasvases; hidrovías; desalinización; contaminación; tratamiento de aguas residuales.
Biodiversidad	Especies invasoras; OGM; conflictos de conservación.
Industria	Localización de instalaciones; contaminación industrial.

Cuadro IX.3. Tipos de conflictos ambientales en EJOLT.

Fuente: proyecto EJOLT 2011-15

La hipótesis principal, y el eje estructurador de la taxonomía de conflictos, es que el aumento del metabolismo social en términos de uso de energía y materiales (incluyendo el agua) lleva a un crecimiento de los conflictos ambientales. En éstos, el agua tiene a menudo un

rol importante, pero EJOLT no está específicamente enfocado sobre el agua. Sí lo está, en cambio el trabajo de Sisteré (2012), que con base en el cuestionario de EJOLT, ha preparado un sistema para el conocimiento ciudadano sobre conflictos hídricos en Cataluña (<http://water-conflictsproject.blogspot.com.es>). De esta manera, se han identificado y analizado conflictos hídricos paradigmáticos, por una parte (figura IX.1), y la red de organizaciones de justicia hídrica que operan en el territorio, por el otro.

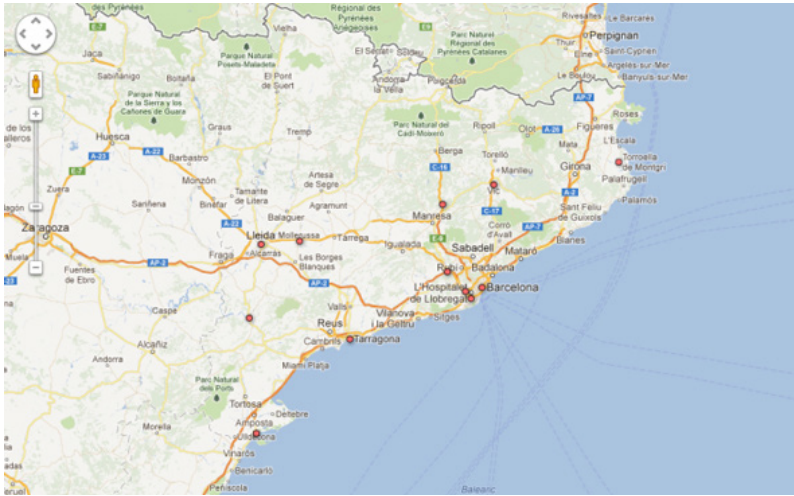


Figura IX.1. Conflictos hídricos emblemáticos en Cataluña. Fuente: Sisteré, 2012

El listado de casos, preparado y validado de la mano de grupos activistas, no es exhaustivo, pero es una aceptable representación de la casuística de los conflictos hídricos vigentes. Se muestran casos de contaminación de origen agrícola (los purines de Osona), industrial (los lodos del embalse de Flix) o extractivo (las minas de sal de Salient). Los conflictos de abastecimiento están representados por el emblemático trasvase del Ebro, y también por la construcción del Canal Segarra Garrigues, así como por los retos que impone la concentración urbana en la zona metropolitana de Barcelona. Otros conflictos, vinculados a transformaciones hidromorfológicas en las cuencas (como

en las riveras del Anoia o en el delta del Llobregat) o al proceso de privatización de la empresa pública de distribución de agua en alta, Aigües del Ter Llobregat, se asocian a procesos de expansión urbana. Finalmente, el tema de los caudales mínimos, crucial en la gestión de los ríos mediterráneos, esta representada por los casos del Ter, el Segre y el río Gaià, éste último concesionado a la industria petroquímica hasta el año 2050.

2. Más allá del agua: conflictos frente a grandes proyectos de minería, petróleo y expansión de la frontera agropecuaria

La Ecología olítica indirectamente estudia el uso del agua cuando analiza diversos conflictos ambientales que no son solamente o primordialmente sobre el agua. Son pues temas estudiados en la Ecología política el aprovechamiento del agua por una plantación de banano o caña de azúcar o de eucaliptos (en perjuicio de otros usos), la desecación de humedales, la canalización de agua para uso urbano y su uso posterior para evacuar residuos, la contaminación de agua por la minería y la industria del petróleo. Es decir, muchos conflictos sobre el uso de biomasa, el territorio urbano, o la minería, son a la vez conflictos sobre el agua.

En este apartado, teniendo en cuenta que el agua es omnipresente en la biología y en la ecología, se ven casos de conflictos que no son primordialmente sobre agua y que son a la vez conflictos sobre el agua. La minería, la industria petrolera y las plantaciones tienen un 'efecto arrastre' sobre el agua. Usan agua y contaminan agua.

Supongamos que una compañía minera, como Vedanta, Tata o Birla, contamina el agua en una aldea de la India por la minería de bauxita, de hierro o de carbón. Las familias no tienen otro remedio que abastecerse del agua de los arroyos o de los pozos. El salario rural es algo más de un euro al día. Si los pobres han de comprar agua, todo su salario se iría simplemente en agua para beber para ellos y sus familias. La contribución de la naturaleza a la subsistencia humana de los pobres no queda pues bien representada en términos monetarios. El asunto no es crematístico sino de subsistencia. Sin agua, leña y estiércol, y pastos para el ganado, la gente empobrecida simplemente se muere. Las mujeres son

las primeras que protestan. Precisamente la problemática ecológica no se manifiesta en los precios, pues los precios no incorporan costos ecológicos ni tampoco los trabajos cuidadosos ni los productos y servicios naturales necesarios para la reproducción social.

La Corte Suprema de la India ha ordenado incluir en los costos de los proyectos el Valor Neto Actualizado de los bosques destruidos (según sus productos maderables y no maderables, tanto los que van al mercado como no, y según los servicios ambientales afectados, todo ello actualizado a una arbitraria tasa de descuento). En general, eso no va a impedir que se realice un proyecto minero o una hidroeléctrica. En cambio, eso sí puede ocurrir cuando se esgrimen valores como los derechos territoriales indígenas o la sacralidad de una arboleda o un cerro en defensa de la tierra y del agua.

De ahí la idea del 'PIB de los pobres' que fue introducida en el primer informe del proyecto TEEB (Sukhdev, 2008). El menoscabo del llamado PIB de los pobres no debe medirse en dinero únicamente, sino en pérdida de sustento, pérdida de satisfacción vital, pérdida de capacidades para subsistir y salir adelante. Si el agua de un arroyo o del acuífero local es contaminada por la minería, las mujeres más pobres no pueden comprar agua en botella de plástico, por tanto, cuando la gente pobre del campo ve que su propia subsistencia está amenazada por un proyecto minero o una represa o una plantación forestal o una gran área industrial, a menudo protesta no porque sean ecologistas o ambientalistas sino porque necesita inmediatamente los servicios de la naturaleza para su propia vida. Ese es el **ecologismo de los pobres e indígenas**, presente en tantos movimientos de resistencia y de justicia ambiental en las fronteras de la extracción y de la contaminación.

Lo vemos en 2012 en México en la resistencia a la presa de La Parota o la de El Zapotillo en Jalisco o Las Cruces en el río San Pedro en Nayarit (de parte de indígenas Cora aguas arriba y también de quienes pescan o recogen ostiones en el estuario). Esos miles de conflictos por la justicia ambiental y social, por la justicia hídrica y climática, se deben al aumento del metabolismo social. Se forman redes en defensa de las comunidades contra la minería, en defensa de los bosques y de los ríos, se forman asambleas de afectados. Así está ocurriendo en el río Xingú, en Brasil, con la enorme represa de Belo Monte. Así pasó en la represa de Tucuruí, en Pará, que vende su electricidad barata a las empresas productoras de aluminio.

Cuando en cualquier lugar del mundo una comunidad lucha contra una plantación de eucaliptos (para pasta de papel o celulosa para exportación), o contra un ingenio azucarero que se lleva el agua (como en Morelos en tiempos de Emiliano Zapata), contra una mina que va a destruir la calidad del agua local, contra una extracción ilegal de arenas y gravas en el río, está luchando por la justicia ambiental y por la justicia social, y concretamente por la justicia hídrica. Es decir, muchos conflictos sobre el uso de biomasa, el territorio urbano, o la minería, son a la vez conflictos sobre el agua, como veremos en los apartados siguientes.

2.1. Conflictos de agua en la extracción minera o petrolera

Un tipo de minería al que no se da mucha importancia (en comparación con la minería de cobre, de oro, de hierro o bauxita) es la extracción de gravas y arenas (Özkaynak *et al.*, 2013). Sin embargo, en los análisis de flujos de materiales de la economía, éste apartado siempre es importante. Veamos lo que ocurre en el Tunjuelo al sur de Bogotá.

Del Páramo del Sumapaz y la Laguna de los Tunjos o Chisacá descienden los ríos Chisacá y Mugroso que forman el río Tunjuelo cuyo caudal oscila de 20 m³/s hasta 150 m³/s. Abastece de agua a la zona sur de Bogotá, tiene valores paisajísticos y ambientales, y proporciona materiales de construcción y suelo para viviendas. En esta zona, la explotación de materiales inertes en canteras, causa enormes socavones, el represamiento de aguas y mayor riesgo de inundaciones. En los alrededores del río hay 2,5 millones de personas en cinco localidades. Además, en el área urbana de la cuenca del río se encuentra ubicado el Relleno Sanitario Doña Juana, en la localidad de Ciudad Bolívar, con una extensión de 450 has, servicio básico para la disposición final de residuos sólidos generados por Bogotá y la región. El conflicto está entre las empresas Holcim, Cemex y una Fundación del Arzobispado de Bogotá, que son los empresarios mineros, y la población local que teme que el cambio en la morfología del río Tunjuelo lleve a inundaciones y deslaves, como los que ya han ocurrido en algunas ocasiones.

La minería arrastra conflictos sobre el agua o la energía. Hay en Chile, como en Sudáfrica, un complejo minero-energético que necesita agua. En contra de lo que se suele decir, Chile es un país con muchas protestas anti-mineras en las que el tema principal es el agua, ya sea

por las represas en el Sur o por el agotamiento de fuentes de agua o su contaminación. Lo mismo ocurre, ciertamente, en Perú.

En Perú, el más fuente conflicto minero se está dando en el norte, en Cajamarca. Pero hay muchos otros, con frecuencia (como en Kañaris, Lambayeque) en zonas de cabecera de cuencas. Las poblaciones protestan y el gobierno de Ollanta Humala, como anteriormente el de Alan García, recurre a la represión policial y militar.

La Newmont Mining Corporation (USA) y el grupo Buenaventura (Perú) son los accionistas principales de Minera Yanacocha S.A, que explota una de las minas de oro más importantes del mundo en Cajamarca. Los pasivos ambientales de Yanacocha son enormes. Cerros destruidos, tierras apropiadas ilegalmente, aguas contaminadas en varias provincias y un derrame de mercurio que acabó en juicios contra los damnificados. Yanacocha tiene mala fama. Newmont tiene tanta presencia en Cajamarca que la policía se desplaza a veces en vehículos con el logo de la compañía. Pero ésta ya tuvo que ceder una vez ante los campesinos y Marco Arana (un sacerdote y activista ambiental), renunciando a destruir el Cerro Quilish que es una reserva de agua para la ciudad de Cajamarca. La persistente resistencia social y la opinión pública adversa llevaron a que Newmont anunciara la suspensión de actividades de la nueva mina Conga, en agosto de 2012, tras la muerte de varios manifestantes y una marcha por el agua hasta Lima.

Siguen, a continuación, breves resúmenes de varios otros casos actuales de conflictos por agua, a causa de la minería metálica. De estos, solamente en América latina, hay cientos. Por ejemplo, en Mendoza, Argentina, el gobierno local se preparaba a autorizar del proyecto minero de cobre San Jorge, que en 2011 movilizó fuertemente a la sociedad mendocina y puso en peligro la elección del gobernador peronista Paco Pérez (pro-minero). La consigna local ha sido “el agua y la vida no se negocian”¹. Otro caso es el de la empresa Xtrata (ahora Glencore) en Tintaya, Cusco, Perú, en la que la minería de cobre ha contaminado los suelos y el agua. Las protestas han desembocado varias veces en represión y muertes (De Echave, 2009; Temper y Martínez-Alier, 2012).

El proyecto minero Paredones Amarillos de la compañía canadiense Vista Gold en Baja California, México, propuso la construcción de una

1. Con datos del Observatorio de Conflictos Mineros de América Latina (OCMAL).

planta desaladora para proveer de agua al proceso de extracción (minería de oro). Grupos ambientalistas y actores económicos interesados en el uso turístico y recreativo del área lograron frenar este plan, que ha resurgido bajo varias denominaciones. Actualmente se encuentra en tramitación con la designación La Concordia.

En Panamá, el Proyecto Petaquilla Gold en Donoso supuso la remoción ilegal de la cubierta forestal, la destrucción de cauces fluviales y vertidos a ríos por esa mina de oro. Ello generó la protesta de la etnia Rey Quibián, que se manifestó en defensa del agua ante la sede de la empresa en Canadá². Esta es una de las numerosas protestas indígenas en Panamá contra la minería pero también contra las hidroeléctricas. Los ngöbes-buglé que preside la cacica general, Silvia Carrera, se opusieron en 2012 a una ley minera en discusión, cuyo epicentro son las hidroeléctricas. Hay un canto ngöbe con fuerza de himno presente en todas sus ceremonias y actos, que expresa el respeto y la relevancia espiritual concedida al agua y los ríos, ahora amenazados por la minería y las hidroeléctricas:

*“El agua que me da la vida,
que cubre el calor del sol,
llegarías tan lejos conmigo
si tan sólo pudieras llevarme adonde fuera.
(...)
No te enojas, no te alejes.
Nosotros te necesitamos
como el niño pequeño necesita a la madre.”*³

Los conflictos de la minería se dan por la competencia en el uso del agua, pero también por su deterioro. En este sentido, los derrumbes de diques de relaves o estériles (también llamados en Latinoamérica presas de jales o diques de colas, *tailings dams*) merecen una mención

2. Indígenas exigen el cierre de proyecto minero de Petaquilla (El mundo hoy, Telesur, 14/02/2012). Accesible en línea en: <http://www.youtube.com/watch?v=mS48FF2tnkM>. Fecha de acceso: 25/02/2013

3. Ngöbe-buglé: el guardián de las aguas (Telesur Blogs, 2012). Disponible en línea en <http://www.telesurtv.net/articulos/2012/02/24/ngobe-bugle-el-guardian-de-las-aguas>. Fecha de acceso: 25/02/2013

especial en los estudios de ecología política del agua. Este es un riesgo habitual. Las mineras depositan sus residuos mezclados con barros y agua en diques, que a veces se derrumban.

Un ejemplo es el caso de la Mina María, Cananea, Sonora, en México, donde 50 mil toneladas de tóxicos se desbordaron por un derrumbe en junio de 2008⁴. El derrame ocasionó la muerte de una persona, generó daños a la flora y a los mantos freáticos de una zona de la sierra 'La Mariquita'. La Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) reportó posibles modificaciones en las condiciones del suelo, impactos en la vegetación nativa y contaminación del agua con efectos en la salud, en forma de afecciones intestinales, a raíz del derrame. El agua de la presa contaminada corrió por el arroyo Los Alisos. Fue necesario retirar al ganado del lugar. La empresa minera es del Grupo Carso. También en Sonora, el 7 de agosto de 2014, la ruptura de un dique de la mina Buenavista del Cobre provocó el derrame de sulfato de cobre al cauce del río Bacanuchi que se dispersó a otros cursos de agua. Unas 22,000 personas se vieron afectadas y se generaron daños ambientales estimados por la PROFEPA en más 1800 millones de pesos (más cien millones de euros). El proyecto pertenece al Grupo México, una de las mayores mineras a nivel internacional, pero ¿quién se hace cargo realmente de los *pasivos ambientales* en situaciones como éstas?

Veamos lo que ocurrió en Andalucía en España, en 1998, cuando una balsa de residuos de metales pesados muy contaminantes, procedentes de una mina perteneciente a la empresa sueco-canadiense Boliden-Apirsa, situada en Aznalcóllar, se rompió y liberó todas esas sustancias al río Guadiamar, que fluye hacia el Parque Natural de Doñana. La indemnización por el desastre ecológico que debía abonar la empresa responsable, Boliden, aún no se ha pagado. Se calculó en más de 90 millones de euros lo que debería pagar Boliden a la Junta de Andalucía, que es el dinero que se gastó en los costes para hacer frente a la limpieza y a la restauración de la cuenca del Guadiamar a causa del vertido⁵.

4. Derrame en presa de jales ocasiona daño ecológico (Magacinemx, 5/06/2008). Disponible en <http://www.magazinemx.com/bj/articulos/articulos.php?art=6632>. Fecha de acceso: 25/02/2013

5. Boliden sigue sin pagar por el desastre de Aznalcóllar (Ecología verde, 26/04/2011). Disponible en: <http://www.ecologiaverde.com/boliden-sigue-sin-pagar-por-el-desastre-de-aznalcollar/>. Fecha de acceso: 25/02/2013.

En la Amazonía de Ecuador los ríos han sido dañados y el agua de extracción del petróleo ha sido colocada en ‘piscinas’. Eso es lo que hizo la empresa Texaco, al igual que Petrocuador y otras empresas petroleras. Estas ‘piscinas’ de agua muy contaminada dañan el agua subterránea y a veces se desbordan. Lamentablemente, este tipo de situaciones no son sólo del pasado. La Fundación Pachamama y el Centro de Derechos Económicos y Sociales, realizaron una inspección a las zonas donde se produjeron dos derrames petroleros en mayo 2012 que afectaron los ríos Quehuiparo, Shiripuno, Cononaco y Tihuino que llegan hasta la Zona Intangible Tagaeri Taromenane (ZITT) dentro del Parque Nacional Yasuní. En sus conclusiones, estas organizaciones señalan: *“Nos preguntamos: hasta cuándo se nos seguirá afirmando que las empresas petroleras que operan en nuestra Amazonía, utilizan tecnología de punta. El Ministerio del Ambiente ni siquiera posee la información necesaria sobre los derrames ocurridos en la zona. Acaso no hemos aprendido nada de lo que se ha llamado el ‘mayor desastre ambiental’ conocido como el ‘Caso Texaco’”* (Narváez, 2012).

Hoy en día, Chevron-Texaco debe asumir una reparación de más de 9 mil millones de dólares por los impactos provocados en la Amazonía ecuatoriana. Martínez Alier (2011a) y Joseph (2012) aportan una descripción de daños a las aguas, a los suelos y a la salud de las personas en este caso, junto con un análisis de la histórica sentencia de 14 febrero 2011, por la que se le impuso a Chevron una condena de unos 6 dólares por barril extraído (entre los años 1970 y 1990) como compensación de daños, más otros 6 dólares de multa o de ‘penalidad punitiva’ por no haber ofrecido ni tan siquiera disculpas. Esta sentencia ha sido ratificada en apelación, aunque en la Corte Nacional de Ecuador se eliminó la penalidad punitiva.

Mientras tanto, hay otras compañías estatales o privadas que causan daños similares tanto en Ecuador como en otros países. Actualmente hay diversos juicios en marcha contra la empresa Shell por tantos años de actividad literalmente criminal en el Delta del Níger.

El agua está presente, pues, en conflictos de extracción de petróleo y gas, a los que se añade la actual polémica sobre el impacto en los acuíferos que tendrá el *fracking* del gas de esquisto.

2.2. Los conflictos en el uso de la tierra y el agua (deforestación, plantaciones forestales y agrocombustibles)

Es obvio que las plantas necesitan agua para crecer. Cuando una zona geográfica exporta biomasa a otra zona, a la vez le está ‘exportando’ (o le está permitiendo ahorrar) el agua que se usó (ya fuera de lluvia o de riego) para que creciera esa biomasa. El nexo entre los conceptos de huella hídrica, agua ‘virtual’ y exportación de biomasa viene explicado en trabajos de Madrid et al. (2013), Velázquez et al. (2011), Pérez Rincón (2006) y Pengue (1996). Éste último ofrece un excelente análisis de la exportación de agua de Argentina, del que se toman unos párrafos a continuación.

“La agricultura es una de las principales producciones demandantes de agua (suma alrededor del 70 % en el promedio mundial), siendo el riego una de las actividades que genera preocupación respecto a la disponibilidad e impactos sobre la demanda de agua potable que puede implicar el incremento de las extracciones a través de este hacia las décadas venideras (...).

Producir alimentos implica consumir agua. “Todo pasto es agua” decía el padre de la agricultura conservacionista argentina (Molina, 1967). Para producir un kilogramo de granos, se necesitan entre mil a dos mil kilogramos de agua, lo que equivale a alrededor de 1 a 2 m³ de agua. 1 Kg. de queso necesita alrededor de 5.000 a 5.500 Kg. de agua y uno de carne, demanda unos 16.000 kilogramos de este elemento vital (Hoekstra, 2003). En este sentido a pesar de la eficiencia que se ha buscado en la producción agrícola, el agua y la sequía han sido factores restrictivos para la producción en muchos países del mundo.

En el caso de la agricultura hay que distinguir dos componentes importantes en el agua que se mueve del suelo a la atmósfera, que son: la evaporación y la transpiración. La primera es la pérdida directa del agua del suelo hacia la atmósfera y la segunda es la cantidad de agua que se mueve a través de la planta al ser absorbida por la raíz, fluyendo por el xilema, evaporándose por el mesófilo y finalmente difundiendo como vapor de agua a la atmósfera a través de los estomas. Los dos componentes a los efectos de cálculos vinculados al consumo del recurso, se integran en el concepto de evapotranspiración.

No obstante esta importancia, la producción de granos ha considerado el uso del agua en sistemas de secano como un insumo de uso no restrictivo y que no ha sido imputado a las cuentas de costos y beneficios. Sin embargo, los alimentos contienen una porción relativamente importante de agua en su estructura y han demandado porcentajes muchísimo más altos de este insumo, durante el proceso de producción.” (Pengue, 1996: 59).

Así pues, cuando un territorio exporta biomasa a otro, decimos que exporta agua ‘virtual’, pero no es virtual sino real y la podemos calcular. Tanto da que la biomasa sea celulosa, agro-combustibles, cereales, azúcar, etc. Por ejemplo, la exportación de soya o de celulosa de Brasil implica también una gran ‘exportación’ de lo que se llama agua virtual, que es el agua realmente gastada para que crezcan las plantas (soya o eucaliptos) y que por tanto no se usó para otros fines.

Entre los casos de cultivos energéticos, destaca la polémica de la jatropha. Dicen que el piñón (*Jatropha curcas*) para biodiesel crece con poca agua y es resistente a la sequía. Sin embargo, si no cuenta con suficiente lluvia o riego, su rendimiento es reducido. En la práctica, compite pues por agua y por tierra con otros cultivos, como se ha estudiado en detalle en Tami Nadu en la India (Ariza et al., 2010).

Mención aparte merecen las plantaciones de eucaliptos, y los conflictos que generan en todo el mundo. Las enormes áreas de plantación de eucalipto desde la década de los setenta merecieron la denominación de ‘desiertos verdes’. El concepto da mucho que pensar. Se refiere a la pérdida de biodiversidad en los monocultivos de árboles pero también al agotamiento de agua. Puede estudiarse los inconvenientes de las plantaciones de árboles como eucaliptos y otros (“las plantaciones no son bosques”) en el informe de Overbeek et al. (2012).

Estas disputas también se dan en la actualidad en el sur de España. Al lado de Doñana, en Andalucía amenazaba en 2008 la plantación de eucaliptos: “*Si en cada hectárea caben 1.400 eucaliptos, eso implica un consumo de 42.000 litros de agua por hectárea /día*”. Según Ecologistas en Acción, esta nueva área de expansión del eucalipto se sumaría a las más de 2.000 hectáreas que la Empresa Nacional de Celulosa en España (ENCE) está implantando en Huelva, “*por si no fueran pocas las 100.000 hectáreas que aún hay de eucalipto para pasta de papel y que*

*han transformado uno de los mejores bosques mediterráneos de Andalucía en un pre-desierto*⁶. Los eucaliptos no son nuevos en Doñana. Fue precisamente la amenaza de su plantación masiva, junto a algodones y arrozales, la que dio lugar a la creación del Parque Nacional en 1969.

3. Conflictos en la gestión de los servicios de agua y saneamiento

3.1. Derechos de propiedad (acceso) al agua

Aunque la Ecología política del agua insiste en los conflictos que surgen sobre su uso, eso no significa que eluda el estudio de sistemas de gestión que han conseguido a la vez evitar conflictos sociales y mantener la calidad y cantidad de agua para los humanos y los ecosistemas.

Estudiamos pues cuáles son los ‘derechos de propiedad’ sobre el agua. ¿Es el agua del primero que se la lleva, es el agua de propiedad estatal, es de propiedad privada, o será más bien el agua de propiedad y gestión comunitaria? ¿Qué relaciones hay entre sistemas de propiedad y sistemas de gestión? Este es también un tema de la ecología política. Estudiamos la interacción entre la distribución del poder y las realidades materiales del metabolismo social en las que se insertan las luchas ambientales, incluyendo los conflictos del agua. Y estudiamos asimismo los sistemas de gestión del agua que pueden haber evitado conflictos siguiendo aquí los trabajos de Elinor Ostrom (2000).

Cuando el agua ha sido escasa, la propia sociedad ha creado instituciones para gestionarla. Pero otras veces ha existido una simple ‘regla de captura’, por ejemplo, para acceder al agua subterránea mediante pozos. Al abarataarse el esfuerzo de sacar agua mediante bombas de petróleo o eléctricas, se extrae una cantidad excesiva y baja la capa freática. Debe entonces instituirse una nueva regla. Por ejemplo, en Gujarat y Maharashtra, India, la agricultura capitalista de caña de azúcar ‘roba’ agua a las familias pobres, al igual que los ingenios azucareros en Mo-

6. Los eucaliptos amenazan Doñana (20 minutos, 27/11/2008). Disponible en: <http://blogs.20minutos.es/cronicaverde/2008/11/27/los-eucaliptos-amenazan-doaana/>. Fecha de acceso: 25/02/2013.

relos en la época de Emiliano Zapata. En países del mundo pobre cuya agricultura es mayormente irrigada y que dependen de ella para la alimentación humana (la India, Pakistán, China, Egipto, Irán, Irak, y en parte México y Perú), el argumento de que el agua debería dedicarse a un uso más 'rentable' no resulta apropiado: aunque crematísticamente podría ser verdad no lo es socialmente.

En zonas de antigua agricultura irrigada, frente a la interpretación histórica que establece una correspondencia entre falta de agua, grandes obras de irrigación y un 'despotismo oriental' (como argumentó Karl Wittfogel), puede argumentarse con más razón que han existido instituciones democráticas, en forma de comunidades de regantes que han regulado el uso del agua. Muchas de esas instituciones ancestrales fueron estudiadas por Elinor Ostrom (2000), uno de cuyos primeros artículos fue sobre el antiguo Tribunal de las Aguas de Valencia. Las ofrendas a los Apu (grandes cerros nevados), que son fuente del agua en valles andinos como el del Colca, son una manifestación de esa regulación comunitaria del uso del agua, como también en el sur de la India y en Sri Lanka los templos locales han cumplido esta función. Cada templo tiene su tanque de agua (una pequeña represa de tierra) para que la comunidad riegue. A la vez el tanque ofrece otros servicios de producción (la pesca por ejemplo) y de regulación ambiental. Asimismo, en algunos poblados de la India, de forma comunitaria se han construido en los últimos años estructuras físicas de 'recolección de agua' (*water harvesting*). Eso requiere que existan o surjan instituciones sociales que cooperen mediante trabajos comunitarios en esas construcciones y que después regulen el uso del agua (prohibiendo por ejemplo determinados cultivos que requieren mucha agua).

En resumen, si el acceso al agua subterránea o el acceso al agua superficial de los ríos, estuviera abierto sin restricción al primero que llega, seguramente habrá abuso. Es lo que Garrett Hardin (1968) llamó equivocadamente 'tragedia de los bienes comunes' cuando quería decir 'tragedia del acceso abierto a todos'. Las opciones de gestión comunitaria, gestión estatal o gestión privatizada (mediante concesiones administrativas), son válidas para evitar los problemas del acceso abierto. No obstante, las implicaciones sociales de cada una son diferentes.

3.2. Imposición de la gestión centralizada del agua urbana y la controversia de la privatización

Veamos al respecto algunos conflictos nacidos de la gestión de servicios de agua y saneamiento en contextos urbanos. A través de una revisión de los modelos contrapuestos de gestión comunitaria y gestión centralizada del agua, tanto pública como privada, se puede identificar los argumentos de los actores involucrados y los nuevos casos de innovación institucional.

En los últimos 20 años, hay conflictos contra la privatización de los servicios de agua urbanos. El agua en la ciudad sirve distintos usos: el suministro doméstico, la limpieza de espacios públicos y la evacuación de residuos. ¿Quién tiene derecho a apoderarse de esos usos del agua, y después cargar un precio que asegure las necesarias inversiones?

A nivel global, un grupo reducido de compañías se reparte el grueso de los mercados de distribución y saneamiento de agua. El cuadro IX.4 muestra las diez mayores, por volumen de agua gestionado. En conjunto, estas empresas sirven a casi 380 millones de personas, dos tercios de las cuales se encuentra fuera del país de origen de las compañías. La naturaleza multinacional de muchas de las compañías involucradas en procesos de privatización es uno de los argumentos, pero no el único, en los conflictos. Veamos a continuación alguna de las principales controversias.

Compañía	País	Población servida (2010)		Volumen de agua gestionado (millones m ³ /año; 2008/2009)			Áreas de operación ¹
		Total	% domés.	Distrib.	Saneam.	Total	
Veolia Environment	Francia	124.480.000	20	7.421	5.217	12.638	Europa (Francia, Alemania, Reino Unido, otros); Norteamérica (EEUU), Asia-Pacífico, Otros.
Suez Environment	Francia	117.409.000	10	2.588	1.978	4.566	Más de 70 países en a) Norte América; b) Europa central, Mediterráneo y Oriente medio; 3) Asia-Pacífico.
Agbar ²	España	29.525.000	52	2.735	1.018 ³	3.753	Europa (España, Reino Unido), N África (Argelia), América Latina (Chile, Colombia, Cuba, México, Perú), Asia-Pacífico (China).
Sabesp	Brasil	26.200.000	100	1.630	1.373	3.003	Brasil.
Guangdong Investment	China	5.800.000	100	1.993	n.a.	1.993	China.
Shanghai Industrial	China	13.900.000	100	n.a.	n.a.	1.973	China.
Sembcorp	Singapur	5.350.000	8	n.a.	n.a.	1.935	Asia (Singapur, Filipinas, China, Indonesia), Medio Oriente (EAU, Omán), Otros (Chile, Panamá, Reino Unido, Sudafrica).
Thames Water	Reino Unido	13.000.000	100	938	1.026	1.964	Reino Unido.
FCC	España	27.372.000	48	976	505	1.481	Europa (España, Portugal, R. Checa, Italia, Montenegro, Rumania); Oriente medio (EAU, Arabia Saudi), N África (Argelia, Egipto), América Latina (Chile, Colombia, Ecuador, México, Perú); Asia (China).

Cuadro IX.4. Diez principales compañías privadas de agua, por volúmenes gestionados. Fuente: adaptado de Owen, 2010.

Revisando el escenario latinoamericano, Chile aparece como caso ejemplar de la 'revolución neoliberal'. Al igual que en otros sectores de la vida nacional, grupos económicos privados controlan la propiedad y la gestión del agua, arropados por un Código de aguas de 1981 coherente con la Constitución de 1980. A tenor de ello, el 90% de los derechos de acceso al agua se encuentra concentrado en grandes empresas, sobre todo mineras, en un marco de falta de regulación sobre caudales

Notas: (1) Según información en el sitio web de cada compañía; (2) Subsidiaria Suez Environment; (3) Sólo para España y Chile.

ambientales. Desde 2008 hasta la fecha, las sucesivas iniciativas legislativas para restablecer el estatus del agua como un bien de dominio público no han fructificado en una reforma constitucional. En un contexto propenso a la escasez, la equidad y cobertura en el acceso, así como el entorno ambiental, se han visto impactados por la derivación del recurso hacia usos energéticos o extractivos privados, tal como se ha expuesto en la sección anterior. Ante esta situación, Castro y Quiroz (2011) caracterizan las dimensiones de la injusticia hídrica del caso chileno, que incluye falta de prelación de usos más necesarios, otorgación gratuita y perpetua de derechos de uso o falta de consideración normativa a los pueblos originarios, entre otros.

Siguiendo a la ola privatizadora, se suceden en otros países las resistencias a la privatización de la gestión del agua. En ocasiones, resultan exitosas, y se convierten en hitos de las luchas por la justicia hídrica. Tal fue el caso de la famosa oposición a la privatización del agua urbana en Cochabamba (Bolivia). Crespo (2000) explica el caso, construyendo su argumentación a partir de los antecedentes de movilizaciones campesinas en esta región caracterizada por la escasez permanente del recurso hídrico. En este contexto, en 1999 tiene lugar la concesión privada de la empresa municipal de distribución en Cochabamba, vinculada a un proyecto de trasvase denominado Misicuni. Paralelamente, a nivel nacional, se aprueba sin consenso una regulación del abastecimiento y saneamiento del agua influida por recomendaciones liberalizadoras del Banco Mundial.

La reacción pública no se hace esperar, organizada en torno una 'Coordinadora Departamental del Agua y la Vida', que van creciendo en alcance, hasta la organización de una 'toma simbólica' de la ciudad de Cochabamba que fue violentamente reprimida. En abril de 2000, la coordinadora sometió a referéndum popular las medidas privatizadoras. El resultado fue en un 90% favorable a reapropiación pública de la gestión. Ante la evidencia de una movilización masiva y permanente, el gobierno decidió finalmente la rescisión del contrato de privatización, trasladando la administración del agua a la Coordinadora, junto con la considerable deuda de la empresa. Desde entonces, la gestión del agua en Cochabamba tiene un carácter público, y se ha erigido como un ejemplo de éxito de los movimientos sociales contra el avance de las multinacionales del agua. Con todo, existen graves problemas

de abastecimiento en muchas áreas de la ciudad, que se han paliado mediante la conformación de comités de agua que regulan el uso de acuerdo a usos y costumbres comunitarios.

La tendencia a retomar el control público de la gestión del agua no es un fenómeno aislado. Pigeon et al. (2012) han compilado los casos de París (Francia), Dar es Salaam (Tanzania), Hamilton (Canadá), Malasia (a nivel nacional) y Buenos Aires (Argentina). En este último caso, se reporta cómo la concesión de distribución y saneamiento por 30 años que se otorgó a Suez en 1993 (a través de su subsidiaria Aguas Argentinas SA, AASA) fue cancelada ante incumplimientos contractuales. Azpiazu y Castro (2012) explican cómo durante una primera fase de privatización, hasta 2002, el gobierno observó incumplimientos significativos por parte de AASA en relación a los acuerdos de inversión, y a la cobertura y calidad del servicio. Pese a las quejas, el gobierno toleró estos incumplimientos, y además cedió a las demandas corporativas de aumentos y dolarización de la tarificación, que supusieron una evolución regresiva de las tasas de servicio. Adicionalmente, la empresa se endeudó con entidades financieras internacionales, lo que la hizo vulnerable a posibles devaluaciones en la paridad peso-dólar, como finalmente ocurrió en 2002. A raíz de ello, se inicia una confrontación entre AASA, que busca restaurar el equilibrio financiero exigiendo nuevos privilegios y congelando las inversiones, y las autoridades argentinas, que aducen incumplimiento del contrato inicial.

Finalmente, en 2006 se cancela la concesión a AASA, pasando la gestión a una compañía pública, con un 10% de participación de los sindicatos de trabajadores. La nueva compañía, AySA, ha expandido la red de distribución y saneamiento, si bien opera en un contexto de desequilibrio financiero subsanado por transferencias gubernamentales. Resulta destacable mencionar que AySA ha articulado la expansión de infraestructura de la mano de cooperativas de trabajadores que proveen la fuerza de trabajo (por ejemplo, el 'Plan Agua x Trabajo'). En Argentina, se han dado otros casos de remunicipalización en Santa Fe, Córdoba y Tucumán.

La defensa del agua como elemento que debe ser gestionado desde lo público está en la raíz de iniciativas como la reforma constitucional de Uruguay en 2004 que se describe en el apartado siguiente. Entretanto, nuevos procesos de privatización se han visto truncados en el

reciente contexto de crisis internacional. Así, en 2012 la privatización de El Canal de Isabel II, en Madrid, no se llevó a cabo tal cual preveía el gobierno regional. En ello pesa, tal vez, el resultado de la consulta popular en el que 167 mil personas (el 99% de los participantes) votaron a favor de una gestión enteramente pública de la empresa. O tal vez pesa más la mala coyuntura económica, que ante el desinterés de los posibles inversores, auguraba una exigua incorporación de capital.

Entretanto, en Barcelona la privatización de la compañía Aigües del Ter – Llobregat (ATLL), formalizada en 2012 entre el gobierno de la Generalitat Catalana y Acciona se ha visto envuelta en una formidable polémica. Por un lado, las asociaciones vecinales - con antecedentes en la ‘guerra del agua’ de 1991 por el encarecimiento del recibo del agua- y organizaciones ecologistas particularmente sensibles a los conflictos hídricos han creado una alianza a través de la plataforma Aigua és Vida (<http://plataformaaiguaesvida.wordpress.com/>) que da seguimiento a ésta y otra controversia en la creación de un partenariado mixto para la gestión del ciclo integral del agua en la zona metropolitana de Barcelona. Por otro lado, la opacidad de la privatización ha desencadenado una guerra empresarial entre la concesionaria Acciona y su rival en el concurso, Aguas de Barcelona, que impugnó la adjudicación, con respuesta favorable del órgano administrativo correspondiente. En una suerte de paranoia gubernamental la Generalitat presentó un recurso en contra de su propia resolución que anulaba la adjudicación de ATLL. A inicios de 2015, Acciona seguía gestionando ATLL, a pesar de la inminente revocación de la adjudicación, con encarecimientos significativos y permanentes del servicio para los consumidores.

En los casos expuestos, hay una contraposición entre distintas visiones de la gestión. Los críticos contra la privatización de los sistemas urbanos de agua apuntan a que la perspectiva neoliberal de tratar el agua como una mercancía tiene el objetivo de generar beneficios empresariales más que dar un buen servicio al que pobres y ricos tienen derecho. Da más beneficios vender metros cúbicos de agua que cuidar el ambiente natural. Todo eso es cierto. Pero el creciente uso de agua para los riegos, para la industria y para el uso doméstico, no es sólo producto de una corriente ideológica, sino obedece al crecimiento del metabolismo de la economía que exige más energía, más materiales y genera más residuos. Dicho crecimiento requiere intervenciones en

el ciclo hidro-social y transformaciones en los paisajes hídricos que favorezcan el aumento en la escala de uso de los recursos. Eso ocurre igualmente bajo gobiernos que no son neo-liberales. Dichas transformaciones, al igual que las grandes obras de infraestructura, acarrearán a su vez nuevos conflictos, como se verá en el apartado siguiente.

3.3. Conflictos por grandes obras de infraestructura (presas, trasvases e hidrovías)

Domeñar los ríos, evitar que se ‘pierda’ el agua, ha sido el sueño de muchos ingenieros hidráulicos. Sin embargo, desde el punto de vista ecológico, el agua de los ríos no se pierde sino que desempeña funciones ecológicas en las riberas, proporciona sedimentos en los deltas, se depura a sí misma al oxigenarse, y lleva nutrientes al mar, contribuyendo así a la prosperidad de las zonas pesqueras litorales. Esas ideas de gestión ecosistémica de los ríos, según las cuales el agua que no se usa para la economía tiene importantes funciones ecológicas que el mercado olvida, están cada vez más presentes en el debate. Son ideas reforzadas por el estudio de los valores que proporcionan los servicios ambientales, según la escuela de De Groot y Daily y la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, como hemos visto en un apartado anterior. Estas nuevas ideas no están, sin embargo, plenamente asentadas en la conciencia pública. Hace muy pocos años, no resultaba extraño leer frases como la siguiente: *“Buena parte del agua del Ródano va al mar, sin dejar provecho alguno a las regiones por las que cruza. La conciencia de que el agua es hoy un bien escaso... espolea la imaginación de los franceses que ansían vender ese bien a los catalanes...”*⁷. El agua que llega al delta del Ródano (el gran humedal de La Camarga) y al mar, era vista como agua perdida.

En esta forma de pensamiento, la construcción de embalses, al igual que la práctica de los trasvases, imponen ‘derechos de propiedad’ sobre el agua, frecuentemente en beneficio del Estado o de empresas concesionarias que suponen una expropiación de usos tradicionales anteriores.

7. Francesc Arroyo, “Los franceses quieren vender el agua del Ródano a Cataluña. Los empresarios dicen por primera vez que el trasvase del río podría ser un gran negocio”, *El País*, Barcelona, 2 de mayo de 1999.

A veces eso acontece incluso en el ámbito internacional: al delta del Colorado en México ya no llega agua porque se queda toda en EEUU.

Así, en la segunda mitad del siglo XX y en lo que llevamos del XXI, las pequeñas represas o azudes para regadío pasaron a la historia. Esa ha sido la época de las grandes obras de infraestructura. Tanto da que los regímenes políticos fueran democráticos o no: bajo Nehru o bajo Mao, bajo Franco o Nasser o en Estados Unidos, en la antigua URSS o ahora en Brasil, India, China, avanzan todavía las grandes presas.

Hay en la Economía del Agua, una discusión entre la vieja escuela del aumento de la disponibilidad, y la nueva escuela que destaca las políticas de demanda para dirigir el agua a usos más rentables y favorecer su ahorro y reutilización. Al disminuir el uso de agua e impulsar su reutilización, se facilita mantener agua suficiente en los ríos para funciones ecológicas. La importancia de mantener las funciones ecológicas es un elemento fundamental de ruptura con los antiguos enfoques modernizadores de gestión hídrica. Los embalses han sido un procedimiento muy importante para aumentar el abastecimiento de agua. En la segunda mitad del siglo XX abundaron como fuente de hidroelectricidad, pero también como fuente de agua para regadíos agrícolas, apoyo a trasvases entre cuencas y zonas urbanas. Hoy en día son cuestionados pero su construcción continúa.

Por supuesto, hay voces en disenso. El año 2000, la Comisión Mundial de Represas publicó un célebre informe que aportaba un enfoque innovador en la planificación hidrológica y energética, buscando proteger a los afectados por las presas y al medio natural (WCD, 2000). La producción de autores como Patrick McCully (1996) o la labor de redes como la que McCully dirigió, la International Rivers Network, aportan informaciones muy completas y visiones críticas de la construcción de grandes presas.

Doce años después de lo que pareció ser un hito en la denuncia por la WCD de los males causados por represas, el mundo contempla el mismo o mayor ritmo de construcción e inundación. Más de 45000 presas de más de 15 metros de altura alteran los ecosistemas y a la poblaciones que dependen de ellos, en todos los grandes sistemas fluviales del planeta (Nilsson et al., 2005). Aguas arriba, se desplaza a la población, sin compensación ni relocalización adecuadas. Se pierden tierras de cultivo, se pierden restos arqueológicos, biodiversidad. Aguas abajo, escasea el agua, desaparece la pesca. Se gana

kilovatios-hora, se gana a veces agua para regadíos. Pero, ¿quién gana y quién pierde, ahora y en el futuro? Los regímenes fluviales regulados alteran la diversidad ecológica y las funciones ecosistémicas de los ríos, la temperatura y los flujos de sedimentos. Los embalses vienen de la mano de homogeneización biótica a nivel global, por la introducción deliberada y accidental de especies exóticas favorecidas por las condiciones ambientales en los embalses (Poff et al., 2007). Un artículo en *Water Alternatives* revelaba hace pocos años que 472 millones de personas se han visto negativamente afectadas aguas abajo de grandes represas (Richter et al. 2010).

Hoy por hoy, la represa más polémica de toda América Latina es tal vez la de Belo Monte, que está siendo construida a pesar de protestas indígenas y ecologistas en el Río Xingú en el estado de Pará cerca de Altamira. Su potencia instalada será de tal vez de 11.000 MW, la tercera mayor del mundo tras las Tres Gargantas en China (20.300 MW) e Itaipú en la frontera paraguayo-brasileña (14.000 MW).

Se dice a veces que las hidroeléctricas, como no queman carbón ni gas, producen electricidad sin producir CO_2 . A veces hasta les dan 'créditos de carbono'. Sin embargo, Belo Monte implica la destrucción de cientos de kilómetros cuadrados de bosque que almacenaba y absorbía CO_2 . Además, los bosques inundados por Belo Monte, al pudrirse bajo el agua (como ocurrió ya en Tucuruí cerca de Belén) generarán grandes cantidades de metano que es un gas con efecto invernadero más potente que el CO_2 .

El crecimiento de la economía de la India, de Brasil, de China etc. lleva a una mayor demanda de electricidad. A veces la demanda no es interna: se requiere electricidad para la minería y el beneficio de metales para la exportación. Una parte significativa de la creciente oferta de hidroelectricidad de Perú y de Chile es para la exportación minera, tal como se argumentaba en la sección anterior. En la India, los planes de represas en el Himalaya y en Nororiente contemplan 50.000 MW de potencia. En Brasil y en toda América latina se contempla mucho más, del orden de 300.000 MW, ¿pero con qué costos?

Las presas son un eslabón en el esfuerzo por el control modernizador de los ríos, pero no el único. Trasvases de agua entre cuencas y trazados de hidrovías (como la proyectada en el Paraguay-Paraná entre Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay en el marco del

proyecto IIRSA⁸) suponen también elementos esenciales, a menudo polémicos, en el funcionamiento del metabolismo hídrico.

El trasvase (*transposição*) del Río Sao Francisco en Brasil llamó mucho la atención, desde su aprobación en 2005 (Suassuna, 2011). Un obispo, apoyado por el pueblo, se declaró en huelga de hambre contra ese trasvase, todavía en construcción. El ayuno del obispo del nordestino estado de Bahía, buscaba llamar la atención sobre una de las obras que mayores impactos ambientales y sociales tendrán en el Brasil. “Por amor al río, amor al pueblo ribereño del San Francisco y al pueblo nordestino, estoy haciendo este ayuno”, decía el obispo de Barra, Luiz Flavio Cappio de 61 años. Ese caso de Brasil se parece a otros: las iniciativas de *interlinking of the rivers* en la India o el trasvase del Ebro en España. En Brasil, Leonardo Boff, el teólogo de la liberación, encabezó un manifiesto que indicaba: “Repudiamos el actual proyecto del gobierno federal de trasvase del río San Francisco (...) [porque] no es democrático, porque no democratiza el acceso al agua para las personas que tienen sed en la región semiárida“. Pero el presidente Lula aseguraba que las obras llevarán agua a 12 millones de pobres y que “entre los pobres y el obispo me quedo del lado de los pobres” (Zibechi, 2007). El problema de esta interpretación de Lula, es que muchos pobres estaban con el obispo.

3.4. ¿Hay un pico del agua?

A veces se quiere ver los conflictos sobre el agua como efectos de la escasez de agua. La extracción de agua estaría llegando a su pico, de aquí para delante habrá que bajar su consumo anual, como ocurrirá con el ‘pico del petróleo’ y con el ‘pico del fósforo’. El concepto tendría implicaciones diferentes en lo relativo al agua ‘renovable’ (la que fluye libremente a través del ciclo hidrológico en periodos cortos de tiempo), el agua ‘no renovable’ (los ciclos más lentos del agua fósil) y el agua ‘ecológica’ o los llamados (graciosamente) ‘caudales mínimos’ (que dan soporte a las funciones de los ecosistemas acuáticos) (Gleick

8. IIRSA, Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Suramericana. Eje Hidrovía Paraguay Paraná. <http://www.iirsa.org/ejehidrovia.asp>. Fecha de acceso 25/02/2013.

et al., 2010). Si bien estas perspectivas abren un interesante debate, no estamos de acuerdo con la tesis de que la escasez de agua sea el resultado de un condicionamiento físico.

El consumo humano directo es una parte muy pequeña de las demandas globales. Para la agricultura el tema es otro, en países con amplios regadíos la agricultura absorbe más del 70 por ciento de todo el consumo pero hemos de ver si se trata de cultivos de subsistencia o si se malgasta el agua en cultivos de exportación, como los ya mencionados tomates de Almería (que incorporan o, mejor dicho, disipan mucha agua ‘virtual’), como los espárragos de exportación de la costa de Perú, una costa donde no llueve y toda la agricultura es de riego. O como la exportación de agrocombustibles, como el etanol de Piura en la costa norte de Perú y tantos otros ejemplos, entre ellos los bananos regados de la costa de Ecuador. Se utiliza mucha agua en la agricultura que no necesariamente sirve a los propósitos de un derecho humano fundamental.

Es muy distinto desalar agua del mar en situaciones de escasez de agua para la población urbana pobre (como sería en Gaza, en Palestina) que desalar agua para la minería, como piensan hacer en Namibia para la minería de uranio para exportar. Una cosa absurda y dañina.

Hay muchos conflictos sobre el agua, pero la mayoría no se originan en la falta de agua para el consumo doméstico. Son conflictos vinculados a la utilización del agua como materia prima en otros usos o como vehículo de evacuación de residuos. Por ejemplo, para la expansión de la urbanización y el turismo, como en Valencia o Alicante o Murcia, cuando se hablaba del trasvase del Ebro. O para producir hidroelectricidad, como en el gran conflicto ya mencionado por la represa de Belo Monte en el Xingú en Brasil. O para regar en la agricultura, lo que a veces es necesario para la subsistencia de la gente local como en tantos cultivos de arroz en Asia, pero otras veces es simplemente para ganar dinero en cultivos de exportación.

4. Nuevos enfoques legales, institucionales y económicos

Más allá de generar una mayor sensibilidad sobre las temáticas socio-ecológicas y, en ocasiones, encontrar respuesta a problemáticas específicas, los conflictos ambientales pueden llegar a convertirse en

verdaderos revulsivos a la innovación institucional. Esto es cierto a niveles locales de gestión comunitaria, como estudiaron Ostrom y otros autores. Y también lo es al nivel de las políticas públicas.

En España, a principios de la década de 2000, la reacción contra el trasvase del Ebro previsto en el Plan Hidrológico Nacional (PHN) de 2001 hizo que protestas locales preexistentes se convirtieran en masivas, abriendo un amplio debate que incluía a los movimientos sociales y a la comunidad científica. Son numerosas las entidades que participaron en la popularización de una nueva cultura del agua a raíz de este caso. Cabe destacar entre ellas a la Plataforma en Defensa de l'Ebre (www.ebre.net), creada el año 2000 en Tortosa, que hizo de una tubería anudada un icono de la protesta social antitransvasista, y la Fundación Nueva Cultura del Agua (www.fnca.eu), constituida en 1998 como un foro de reflexión académica y profesional sobre políticas de gestión del agua.

El PHN de 2001, y proyecto del trasvase del Ebro que allí se contemplaba, fueron modificados en 2005 (BOE, 23/06/2005) en gran parte gracias a esta reacción social. Más allá de este éxito, cuya resiliencia frente a cambios en la políticas gubernamentales está actualmente siendo puesta a prueba, el gran logro de las luchas antitransvasistas desde el Ebro fue doble. Por una parte, la Nueva Cultura del Agua se convirtió en referencia, inspiración e impulso de nuevos fundamentos de gestión, con influencia más allá de las fronteras del país. Algunos de ellos, como la unidad de cuenca o la dimensión ecosocial del agua, son plenamente consistentes con los principios la Directiva marco del agua (2000/60/CE) que guía la actuación de la Unión Europea en la política de aguas.

Por otro lado, la intensidad del movimiento contra el PHN contribuyó a reforzar la representación (en el sentido de Schlosberg, 2007) de otras movilizaciones locales, tanto en la propia región afectada por el trasvase como en otras localidades del ámbito regional y estatal. Proliferaron plataformas contra infraestructuras de diversa índole, centrales termoeléctricas, implantación de parques eólicos, defensa del medio natural, etc. con visibilidad e influencia política. “Cuando nacen, estos movimientos evidencian el divorcio entre la política y el territorio, la lejanía y el olvido [...], nuestras movilizaciones responden a un sentimiento de defensa del territorio y de un modelo diferente al que nos quieren imponer” (Roser Vernet, portavoz de la Plataforma del Priorat en La Vanguardia, 09/07/2005). Ésta es una visión de la

reivindicación territorial, en la línea de la justicia ambiental, muy diferente de la argüida ‘cultura del no’ o de los supuestos casos ‘NIMBY’ que (por ejemplo) el expresidente de la Generalitat de Catalunya, Jordi Pujol instaba a superar, alertando del peligro que suponen para el progreso económico y social (y para la práctica de la ingeniería) (Centre d’Estudis Jordi Pujol, Cátedra UPC-Endesa red, 2012).

4.1. Redes nacionales y transnacionales de resistencia y justicia hídrica

La movilización contra el trasvase del Ebro (que le ganó a Pedro Arrojo el único Premio Goldman conseguido por un ciudadano español) es uno de los muchos ejemplos de resistencia que se pueden interpretar en clave de justicia hídrica. En este apartado se revisan otros del ámbito latinoamericano o internacional.

En América Latina, existen numerosas organizaciones de la sociedad civil que abordan problemáticas vinculadas al agua. Es muy común que movimientos o redes anti-mineras (como RECLAME en Colombia o ‘No a la Mina’ en Argentina) o de resistencia a monocultivos de árboles (como el World Rainforest Movement basado en Uruguay) incluyan el agua entre sus principales reivindicaciones. A continuación se mencionan, a modo de ejemplo, únicamente tres redes nacionales cuya línea de actuación se orienta de manera muy particular en movilizaciones vinculadas a conflictos hídricos.

El *Movimento dos Atingidos por Barragens* (MAB, www.mabnacional.org.br) es un movimiento popular brasileño de acción colectiva en la lucha contra las presas. De manifiesta orientación reivindicativa y política, es uno de los movimientos más antiguos de afectados por presas, con origen en la década de los setenta. En el marco de la crisis energética de aquel momento, el gobierno militar apoyó el desarrollo de grandes hidroeléctricas que supusieron el desplazamiento de decenas de miles de personas. En la época en que surgían otras fuerzas políticas destacadas, como el Movimiento de los Sin Tierra o el Partido de los Trabajadores, el descontento se canalizó en este caso a través de comisiones regionales de afectados, que resistían los proyectos hidroeléctricos o, al menos, reivindicaban indemnizaciones justas y obtención de nuevas tierras. Casos emblemáticos de aquel momento fueron las presas de Tucuruí (Pará), Itaipu (segunda más grande

del mundo, binacional con Paraguay), Sobradinho (Bahía) y Itaparica (Pernambuco, Bahía) y otras represas más pequeñas en Rio Grande do Sul. En la actualidad, como hemos visto son de particular interés las campañas en torno al proyecto hidroeléctrico Belo Monte río Xingú (Pará), de efectos ambientales y culturales particularmente adversos, dadas las grandes dimensiones del proyecto y su emplazamiento, y las movilizaciones por las presas en el río Madeira (Jirau y Santo Antônio) en la región del Amazonas vecina a Bolivia, en las que están involucradas empresas constructoras y bancos europeos.

El Movimiento Mexicano de Afectados por las Presas y en Defensa de los Ríos (MAPDER, www.mapder.lunasexta.org), fundado en 2004, reúne organizaciones sociales y a comunidades de todo México que se sienten afectadas por la construcción de presas. Aborda de manera integral la defensa de los ríos, la tierra, los derechos humanos y la vida. Entre otros casos, la participación de esta red ha sido crucial en movilizaciones contra proyectos hidroeléctricos como La Parota (Guerro), Paso de la Reina (Oaxaca), y está siendo particularmente activo en el caso de los proyectos de El Zapotillo en el río Verde (Jalisco) y Las Cruces en el río San Pedro (Nayarit). En 2013 se ha anunciado que El Zapotillo, que despertó un amplio movimiento de oposición, se construirá tal vez con una cota menor dejando sin inundar el poblado de Temacapulín. Allí se celebró el III Encuentro Internacional de Afectados por Represas en octubre de 2010 organizado por MAPDER.

El Centro Nacional Salud Ambiente y Trabajo (CENSAT Agua Viva, www.censat.org), es parte en Colombia de la asociación internacional *Friends of the Earth*. Constituido en 1989, busca fortalecer capacidades de actores empobrecidos del país. La defensa del buen vivir consta entre sus aspiraciones explícitas, así como el impulso a movimientos sociales que reivindicuen la justicia. Si bien cuenta con diversas áreas de trabajo, entre las que destacan campañas en materia de minería, CENSAT es uno de los principales interlocutores latinoamericanos en defensa del agua. La organización ha abordado con mirada crítica la privatización del recurso y la gestión del agua, y su incorporación en tratados de libre comercio y otros acuerdos internacionales. Se articula con el movimiento antirepresas Ríos Vivos, activo en la lucha frente al Proyecto Hidroeléctrico del Río Sogamoso (Hidrosogamoso) en Santander. Ha jugado un papel importante en la resistencia a la minería

en el caso del Páramo del Almorzadero (Santander) y en el proyecto La Colosa (Tolima). Apoyó la lucha de los Embera Katío contra las represas de Urrá. En Colombia es muy aguda en 2012 la lucha frente a la represa de El Quimbo en el departamento de Huila en el río Magdalena, que inundará 8000 ha y que es construida por Emgesa (Enel y Endesa).

Este tipo de redes nacionales juega un rol importante en vincular actores y organizaciones locales que se ven afectados por la misma problemática en diferentes lugares. También coordinan esfuerzos con otros movimientos afines que operan en el mismo ámbito territorial, pero no necesariamente en la misma temática. Una característica interesante de estas redes nacionales es su capacidad de sintetizar las experiencias locales en discusiones más amplias, a través de su participación o interlocución con redes o entidades internacionales, alertando también a ciudadanos de países de donde proceden las empresas constructoras. Ya en este ámbito internacional, algunos ejemplos de entidades que apoyan diversas formas de apoyo a la justicia hídrica son las siguientes.

El Tribunal Latinoamericano del Agua (TLA, <http://tragua.com>) es una instancia alternativa de justicia ambiental centrada en aportar resoluciones de carácter moral, jurídicamente fundamentadas, a controversias relacionadas con los sistemas hídricos en América Latina. Fundado en 1998, el TLA celebra audiencias de juzgamiento en el ámbito latinoamericano y en ocasiones audiencias locales. A la fecha ha atendido más de 250 consultas y ha acogido del orden de 60 casos de gran relevancia. Algunos veredictos emblemáticos incluyen el exhorto a la suspensión del proyecto minero Conga, en Perú, por la amenaza a la afectación al derecho humano al agua (TLA, 2012); las recomendaciones de evaluación técnica y de remediación de actos violatorios a de los derechos humanos y derechos procedimentales en el caso del proyecto hidroeléctrico La Parota, en México (TLA, 2006), y la exigencia de cese de actividades petroleras en el área de Laguna del Tigre, Guatemala (que es un sitio Ramsar), con la consiguiente condena de resarcimiento de daños a la empresa responsable (Anadarko Petroleum) (TLA, 2000).

La Red Latinoamericana contra represas y por los ríos, sus comunidades y el agua (REDLAR, www.redlar.org), constituida en 1999, reúne a un amplio número de organizaciones procedentes de dieciocho países de la región. Apoya campañas orientadas a fortalecer la sobera-

nía sobre sus aguas y ha organizado una serie de encuentros internacionales que favorecen el intercambio de experiencias en cada uno de los países representados.

International Rivers Network (www.internationalrivers.org) es una red internacional de afectados por presas y organizaciones de base con representación en cinco continentes, con énfasis en América Latina, Asia y África. Desde su formación en 1985, ofrece formación, asistencia técnica y apoyo en intermediación a comunidades afectadas, además de promover campañas en casos específicos, como Belo Monte (Brasil) o Xayaburi (Laos). Ha acompañado casos exitosos de resistencia a proyectos en el Pantanal (Brasil), el río Mekong en el sudeste asiático, y en los valles fluviales de Nepal. Es la entidad encargada de coordinar el Día internacional de acción por los ríos y contra las presas (14 de marzo) y mantiene una base de datos actualizada de materiales sobre conflictos de presas.

4.2. El derecho humano al agua

¿Qué defienden estas organizaciones? Evidentemente, muchas movilizaciones son de corte defensivo, ante amenazas concretas de desplazamiento o pérdida de acceso a medios de vida. No obstante, la reivindicación va más allá. De las resistencias nacen las alternativas locales o internacionales. Revisando alguno de los lemas de determinadas campañas, es fácil advertir el énfasis puesto en la idea del agua como fuente de vida, por un lado, y la insistencia en el acceso al recurso como un derecho, por el otro:

- ‘Somos agua’ (Marcha por la Vida, Ecuador, con diversos convocantes, encabezados por la Confederación de Nacionalidades Indígenas del Ecuador);
- ‘Por el agua, por la vida’ (No a la Mina, Argentina);
- ‘Ríos para la Vida’, ‘Nuestra vida son los ríos’ (Taller Ecologista, Rosario, Argentina);
- ‘La vida no se puede detener’ (Ríos Vivos, Colombia, en la campaña ‘Río Sogamoso sin represa’);
- ‘El agua, un derecho fundamental’ (Comisión de Justicia Social - Diócesis de Chimbote y Coordinadora Nacional de Derechos Humanos, Perú);

- ‘El agua es un derecho humano’ (Iniciativa Ciudadana Europea para elevar una propuesta legislativa al Parlamento Europeo);
- ‘El agua es un derecho, no una mercancía’ (Ingeniería sin Fronteras).

Frente a estas demandas de orden universalista, la Organización Mundial de la Salud y UNICEF reconocen, tristemente, que casi 900 millones de personas carecen de acceso a agua potable segura y 2.500 millones (el 35% de la población mundial) no disponen de saneamiento adecuado (UNICEF y OMS, 2008). Ello supone graves impactos en las condiciones de vida, en forma de aumento de la mortalidad, morbilidad y cargas económicas y laborales adicionales para los hogares, especialmente para las mujeres, en la obtención de agua.

El derecho humano al agua no sólo es una necesaria reclamación social, sino que tiene fundamento jurídico en tratados y declaraciones internacionales desde la propia Declaración Universal de Derechos Humanos. UNESCO (2009) revisa en detalle dichos fundamentos. No obstante, no es hasta julio de 2010, tras quince años de debates, cuando Asamblea General de Naciones Unidas aprobó la Resolución en la que reconoce de manera explícita el derecho humano al agua potable y el saneamiento (Naciones Unidas, 2010a, 2010b). Cabe señalar que dicha resolución fue adoptada a iniciativa de Bolivia, cuyo presidente encabezó una campaña que logró el copatrocinio de cuarenta países, únicamente Serbia entre los europeos. El representante de Bolivia en la Asamblea General, Pablo Solón, enfatizó en su intervención: *“El agua potable y el saneamiento no son solamente elementos o componentes principales de otros derechos como ‘el derecho a un nivel de vida adecuado’. El derecho al agua potable y al saneamiento son derechos independientes que como tal deben ser reconocidos. No es suficiente exhortar a los Estados a que cumplan con sus obligaciones de derechos humanos relativas al acceso al agua potable y al saneamiento. Es necesario convocar a los Estados a promover y proteger el derecho humano al agua potable y al saneamiento”* (Solón, 2010).

Las posiciones en pugna en torno al reconocimiento e instrumentación de este derecho tienen, en buena parte, su explicación en visiones opuestas sobre modelos de gestión del agua. Para sus defensores, el derecho humano al agua, tanto en lo relativo al acceso básico como al saneamiento, impone su gestión como servicio público. En tanto que de-

recho inalienable, la gestión del recurso difícilmente puede quedar bajo el control de la iniciativa privada, cuyos criterios de manejo no necesariamente pasan por la '*solidaridad, cooperación mutua, acceso colectivo, equidad, control democrático y sostenibilidad*' (Serrano et al., 2012:7).

Frente a ello, por mucho tiempo ha primado una visión del acceso al agua y saneamiento ligada a satisfacción de necesidades y de garantía de estándares de vida adecuados, que el Estado configuraría de manera gradual, en consistencia a la estructura económica y del nivel de desarrollo de cada país (García y IEPALA, 2010). En modelos de desarrollo basados en el crecimiento, se supone que las necesidades son crecientes, por lo que esta visión del agua favorece criterios de gestión como el aumento de suministro como negocio y la eficiencia. Después de varias décadas de políticas de inspiración neoliberal en todo el norte y el sur global, la eficiencia parece ir indisolublemente asociada a la participación del sector privado en la gestión del recurso. Los detractores de esta visión apuntan a ejemplos en los que la participación privada en la gestión del agua, y la consecuente mercantilización del recurso, únicamente contribuyen a aumentar los beneficios de un sector extremadamente concentrado en pocas grandes corporaciones transnacionales (Harsono, 2003, EA y ISF, 2012). Eso es lo que estuvo en la raíz de luchas contra la privatización del agua en contextos urbanos como se explicó con referencia a los casos de Cochabamba y Buenos Aires, y tantos otros.

El debate sobre el agua como derecho humano se ha expresado de manera abierta en diferentes conflictos. Uno de los más connotados es el de la reforma constitucional en Uruguay, que se erigió en una referencia de la democracia directa en defensa del derecho humano al agua. La Comisión Nacional en Defensa del Agua y de la Vida de Uruguay promovió un plebiscito por el que se puso a consideración de los uruguayos los siguientes puntos: el agua como dominio público; la prestación directa y exclusiva del servicio de agua potable y saneamiento por personas jurídicas estatales; la gestión del agua y el ordenamiento territorial a nivel de cuencas hidrográficas; y la participación de los usuarios y la sociedad civil en las instancias de planificación, gestión y control de los recursos hídricos (Domínguez et al., 2013).

En octubre de 2004, el 60% de los votantes confirmaron estos puntos en referéndum, promoviendo así una reforma constitucional que

establece, en su artículo 47, que *‘El agua es un recurso natural esencial para la vida. El acceso al agua potable y el acceso al saneamiento constituyen derechos humanos fundamentales’* (República Oriental de Uruguay, 2004). Asimismo se reservan para el Estado las funciones de abastecimiento de agua potable y saneamiento. Cabe destacar, no obstante, que esto dificulta tal vez la posibilidad de instrumentar modelos autogestionarios a nivel local.

4.3. Derechos de la Naturaleza y agua

Las organizaciones de justicia hídrica no sólo han sido activos en el impulso al derecho humano al agua, como se acaba de indicar. También han sido los primeros en promover el reconocimiento al agua, junto con la tierra y el aire, es decir, a la Naturaleza en definitiva, como sujeto de derechos.

“En la práctica de nuestros pueblos andinos la tierra, el agua y el aire asumen la condición de sujeto de derechos en la perspectiva de la ecología profunda. La invocación de la Pachamama está acompañada de la exigencia de su respeto, que se traduce en la regla ética del bien de todo lo viviente, y lo no viviente entre los que existe complementariedad y equilibrio. Todos estamos en la tierra, somos parte de ella y es vital para nuestra existencia. Por ello toda persona, comunidad, pueblo o nacionalidad podrá exigir el cumplimiento de los derechos de la naturaleza.”⁹

Dos casos en Ecuador nos ofrecen la perspectiva legal en la defensa de los derechos de la Naturaleza, y en particular de los ecosistemas acuáticos. El artículo 71 de la Constitución de Ecuador (Asamblea Constituyente, 2008) establece que cualquier persona, comunidad o nacionalidad podrá reclamar de las autoridades públicas el respeto a los derechos de la Naturaleza.

En este marco, los trabajos de ampliación de la carretera Vilcabamba-Quinara, en Loja, al sur de Ecuador, resultaron en el desecho de grandes cantidades de rocas y material de excavación. Durante tres años, y hasta 2011, el proyecto promovido por el Gobierno Provincial se llevó a cabo sin estudios de impacto ambiental, aumentando los

9. Comisión de Justicia Social, ‘Carta abierta: Agua y tierra – opción de vida, el Agua es un derecho humano, responsabilidad ciudadana’, 23 de mayo de 2012. Disponible en <http://comisiondejusticiasocial.blogspot.com.es/2012/03/carta-abierta-el-agua-es-un-derecho.html>. Fecha de acceso: 26/02/2013.

riesgos vinculados a las crecidas del río durante las lluvias invernales. Los activistas ambientales Richard F. Wheeler y Eleanor G. Huddle demandaron la observación de la provisión del artículo 71 de la Constitución, en el caso del río Vilcabamba. El 30 de marzo de 2011, la Corte Provincial de Justicia de Loja, reconociendo los hechos, hizo efectiva la garantía constitucional a favor de los demandantes, asentando un antecedente histórico en el cumplimiento a los Derechos de la Naturaleza (Corte Provincial de Loja, 2011, Greene 2011, Melo, 2011).

El segundo caso es el siguiente, ocurrido lejos de Ecuador. El 20 de abril de 2010, la explosión y posterior hundimiento de la torre petrolífera Deepwater Horizon, que operaba en aguas ultra-profundas para la compañía British Petroleum (BP), produjo uno de los mayores derrames repentinos de petróleo que se conocen, varias veces superior al del conocido caso del Exxon Valdez, aunque de menor magnitud que los acumulados a lo largo de los años en la Amazonia ecuatoriana. El daño ambiental producido se extendió por un área tan extensa que su monitoreo únicamente pudo llevarse a cabo utilizando técnicas de percepción remota. Además de los impactos económicos y en la salud de las personas, los impactos ecológicos, reconocidamente amplios, aún no se conocen en su totalidad.

En noviembre de 2012 un grupo de científicos, activistas y líderes indígenas de diferentes partes del mundo (incluyendo a los reconocidos activistas Vandana Shiva y Nnimmo Bassey, y a Alberto Acosta, ex Presidente de la Asamblea Nacional Constituyente) presentaron ante la Corte Constitucional del Ecuador una demanda contra BP por haber violado los Derechos de la Naturaleza y los Derechos del Mar consagrados. La demanda no es de compensación económica, sino que busca instar a BP a dejar en el subsuelo una cantidad de petróleo equivalente a la derramada, así como de ordenar a la empresa resarcir a la Naturaleza por la afectación en los ciclos climáticos debido a la producción petrolera (Acción Ecológica, 2012).

¿Por qué una demanda en Ecuador si los hechos sucedieron en el Golfo de México? Los demandantes señalan que la defensa de los Derechos de la Naturaleza, al igual que la de los Derechos Humanos, debe acogerse a un principio de jurisdicción universal. Ello dotaría a las autoridades legales de un país de la facultad de perseguir crímenes ambientales cometidos, tanto por nacionales como por extranjeros, en

cualquier parte del mundo. Independientemente del rumbo que tome esta demanda, no hay duda de su intento de fomentar innovaciones en el pensamiento jurídico establecido.

4.4. Derechos y deberes económicos en el uso del agua

Hoy en día es muy frecuente predicar el pago de servicios ambientales. Por ejemplo, una ciudad aguas abajo puede pagar algo a comunidades de las alturas para que cuiden el agua, las puede compensar económicamente por no contaminar con pesticidas, por no ensuciarlas con un exceso de fertilizantes. Aquí interviene también la distribución del poder, más allá de los mecanismos de mercado y de encantadoras negociaciones coasianas. Por ejemplo, los productores cañeros del Valle de Cali en Colombia pagan algo a los indígenas de aguas arriba, pero ¿están esos pagos poco a poco cambiando los derechos de propiedad, de manera que los poderosos cañeros se sienten ya propietarios del agua contra los desvalidos indígenas?

En los análisis en Estados Unidos, se han considerado los valores recreativos (amenities) de ecosistemas acuáticos para la pesca o para deportes o para admirar bellos paisajes, en oposición a valores mercantiles como la producción de electricidad (Krutilla, 1967). Para hacer posible un análisis costo-beneficio hay que hacer conmensurables ambos tipos de valores, dando una valoración monetaria (en mercados ficticios) a los valores recreativos gratuitos. Eso puede hacerse, por qué no, pero no es necesario para alcanzar decisiones razonables.

En todo caso, lo que no está en el mercado no son solo las 'amenidades' sino muchas veces las necesidades más perentorias de la gente pobre y, desde luego, las necesidades de los no nacidos y de otras especies y también las propias necesidades de la Naturaleza en la forma de garantía de los caudales de los ríos y de conservación de las especies que los habitan.

Frente al análisis costo-beneficio del desarrollo de las cuencas fluviales (incluso admitiendo la modificación introducida por Krutilla en las tasas de descuento que deben aplicarse a la actualización de los valores recreativos y de la producción de kilowatios), se alza ahora un enfoque multicriterial como ayuda para la toma de decisiones que tiene en cuenta las funciones ecológicas del agua en los ríos, aunque sea difícil darles un valor monetario actualizado. Precisamente, los movimientos en contra de los embalses como el del Narmada o los

del Himalaya en la India, o los movimientos de los atingidos por barragens (MAB) en Brasil, o el Movimiento Mexicano de Afectados por las Presas y en Defensa de los Ríos (MAPDER), plantean en la práctica otros criterios de valoración, distintos de los habitualmente admitidos por ingenieros y economistas.

4.5. Demandas de agua

La orientación tradicional de la gestión del agua ha considerado frecuentemente sólo la cantidad en una óptica de oferta, es decir, se hace una proyección de las futuras demandas de agua en base al aumento esperado de población y del ingreso y de diferentes actividades económicas (como planes agrarios, minería o atracción de turistas), y entonces se prepara un plan de abastecimiento, acudiendo a nuevas fuentes o mediante embalses. La cuestión se plantea en términos de minimizar los costes de provisión usando en cada momento las oportunidades con costo marginal inferior. Sin embargo, la nueva Economía del Agua ha puesto en cuestión este enfoque poniendo el acento en la necesidad de gestionar la demanda ya que la demanda como concepto económico depende de los precios y viene condicionada por decisiones de planificación económica y del territorio (Aguilera Klink, 1994). También se habla de los problemas de calidad del agua y no sólo de la cantidad, y se pone atención en los usos en la economía y en los ecosistemas.

Hay sin duda una relación entre nivel de ingreso y consumo de agua que, para usos domésticos, oscila entre los mil litros por persona al día entre la gente más rica en California y los treinta litros por persona al día en la gente muy pobre de zonas urbanas. Más allá de esos mil litros por persona al día, o incluso antes, la elasticidad-ingreso de la demanda doméstica de agua se torna cero, pero como ocurre en otros casos de ‘desmaterialización’ relativa, llegar al punto en que el uso de agua ya no aumenta, supone un gasto tan alto que difícilmente podrá conseguirse con generalidad si hay que mantener, además, los otros usos de agua para la industria y la agricultura.

Pero hay zonas ricas del mundo —como por ejemplo es en promedio el área metropolitana de Barcelona— en las que el uso de agua per cápita es bajo, cercano a los 100 litros por persona y día. Por tanto, el uso de agua doméstica no sólo depende del nivel de renta sino también de factores culturales (incluyendo el grado de concienciación sobre la

necesidad de ahorro) y de estilos de vida (como el tipo de vivienda) y por supuesto de la estructura de las tarifas. En algunos contextos es razonable subir los precios del agua al menos para consumos que superen determinados niveles considerados básicos; en otros contextos la subida de precios —que puede ser consecuencia de una privatización— atenta contra lo que con razón se considera un derecho humano básico: el acceso a unas cantidades de agua de calidad necesarias para una vida digna y saludable.

4.6. Mercados de agua: una innovación discutible

Como ya se explicó anteriormente, el mayor uso de agua en el mundo no es el doméstico ni el industrial sino, con mucha diferencia, el uso para la agricultura de regadío. El uso eficiente del agua en la agricultura es, pues, un tema clave que obviamente depende de los incentivos económicos. En economías ricas, como la española, es razonable marcarse como objetivo la reducción del uso del agua en la agricultura para transferirla a usos más rentables o simplemente para evitar problemas ambientales cuando descienden los caudales de los ríos. No parece necesario dedicar un recurso tan escaso como el agua en el sur de Europa para incrementar la producción agrícola. Para estimular la eficiencia en el uso del agua se puede aplicar instrumentos económicos como unos precios mayores (que, como mínimo, reflejen los costes de las infraestructuras que frecuentemente recaen sobre las administraciones públicas) o mercados de agua, cuyo funcionamiento dependen de los “derechos de propiedad”. La idea de transferencias mercantiles de derechos de uso del agua no nos parece mal en algunos contextos, siempre que sean parte de una política de gestión de la demanda de agua frente a la política tradicional de aumentar los abastecimientos cuyo paradigma son los grandes trasvases entre cuencas para que así la oferta suba continuamente, aunque sea con costos marginales monetarios y ambientales ascendentes.

Las concesiones administrativas de caudales de agua para usos agrarios que existen en muchos lugares crean unos ‘derechos de uso’ que se pueden cuestionar aunque eso sea muy difícil jurídicamente y/o políticamente. La idea de los intercambios mercantiles es la siguiente. Si una federación de regantes quiere ‘vender’ el agua para otros usos como puede ser el abastecimiento urbano, quizás hay que permitirlo (especial-

mente cuando no implica transferencias a larga distancia) y teniendo en cuenta los factores ecológicos y otros posibles efectos sobre terceros lo que requiere un análisis que va más allá de los intereses económicos de compradores y vendedores. El caso práctico más conocido es el de bancos de agua californianos activados a principios de los noventa en momentos de escasez debido a una situación de sequía. Una entidad pública compraba agua, es decir, el compromiso de no utilizar temporalmente cantidades concedidas, a un precio fijado para en parte venderla —a un precio mayor— y en parte para no utilizarla y así mantener mayores caudales (para usos ambientales). Los vendedores fueron agricultores y los compradores empresas de abastecimiento urbano de agua.

Si el instrumento preferido es el mercado, hemos de tener presente que la eficiencia de los distintos usos está siempre en relación con una determinada estructura de dotaciones iniciales de agua de los diversos territorios y grupos sociales, y también con el poder adquisitivo de los usuarios, que puede ser muy desigual. Tal vez se aplique aquí la ‘regla de Lawrence Summers’, es decir, “los pobres venden barato” (Martínez-Alier, 2011b). Así, en un caso anteriormente citado —extracción de agua subterránea de pozos para regar caña de azúcar de empresas en la India— existe actualmente un abuso unilateral de los poderosos. Supongamos que haya una reasignación de ‘derechos de propiedad’, y que de una situación de acceso libre al agua de la capa freática se vaya a un sistema de concesiones igualitarias. Sin embargo, si se instaura un mercado de tales concesiones, el agua irá hacia los ricos (aunque las mujeres pobres protesten), no ya por la imposición del poder sino por la libertad (desigual) del mercado. Además, en los mercados, los intereses sociales preocupados por mantener los caudales ecológicos seguramente no estarán representados.

Bibliografía

Acción Ecológica. (2012). British Petroleum demandada en Ecuador. Disponible en <http://www.accionecologica.org/accion-ecologica-opina/1378-british-petroleum-demandada-en-ecuador>. Fecha de acceso: 26/02/2013

Aguilera Klink, F. (1994). *Agua, economía y medio ambiente: interdependencias físicas y la necesidad de nuevos conceptos*, Revista de Estudios Agrosociales, 167: 113-130

Allan, J.A. (2011). *Virtual Water: Tackling the Threat to Our Planet's Most Precious Resource*. Londres, I. B. Tauris, 384 p.

Antunes, P., Karadzic, V., Santos, R., Beça, P., Osann, A. (2011). *Participatory multi-criteria análisis for the evaluation of irrigation management alternatives. The case of Caia irrigation area, Portugal*. *International Journal of Agricultural Sustainability* 9: 334-349

Ariza, P., Lele, S., Kallis, G. & J. Martinez-Alier (2010). *The political ecology of Jatropha plantations for biodiesel in Tamil Nadu, India*. *Journal of Peasant Studies*. 37(4): 875-897

Asamblea Constituyente (2008). *Constitución de Ecuador*. Art. 71

Azpiazu, D., Castro, J.E. (2012). *Aguas Públicas. Buenos Aires in muddled waters*. En *Remunicipalisation: putting water back into public hands* (Pigeon et al., Eds.), Transnational Institute, pp. 58-73

Disponible en:

<http://www.municipalservicesproject.org/sites/municipalservicesproject.org/files/uploadsfile/remunicipalisation-chap4-BuenosAires.pdf>

Fecha de acceso: 23/02/2013

Boelens, R., Cremers, L., Zwartveen, M. (2011). *Justicia hídrica: acumulación, conflicto y acción social*, IEP; PUCP; Justicia hídrica, Lima, 474 p.

Boletín Oficial del Estado (BOE). 23/06/2005. LEY 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.

Bryant R.L., Bailey, S. (1997). *Third World Political Ecology*, New York, Routledge.

Bullard, R.D. (1994). *Unequal protection: environmental justice and communities of color*. Random House.

Castro, M., Quiroz, L. (2011). *La crisis del agua en Chile: el futuro de Chile requiere una nueva política de aguas*. En "Justicia hídrica: acumulación, conflicto y acción social" (R. Boelens, L. Cremers, M. Zwartveen, Eds.), Lima: IEP / Fondo Editorial PUCP: pp. 225-240

Centre d'Estudis Jordi Pujol, Càtedra UPC-Endesa red (2012). *Seminari: 'Conviure amb la cultura del no'*, 12 de abril - 24 de octubre de 2012, Barcelona.

Corte Provincial de Justicia de Loja (2011). *Sentencia del caso de la Naturaleza contra el Gobierno Provincial de Loja*. Juicio 11121-2011-0010

Crespo Flores, C. (2000). *La guerra del agua en Cochabamba: movimientos sociales y crisis de dispositivos de poder*, *Ecología Política*, 20: 59-69

De Echave, J. (2009). *El caso Tintaya: entre el diálogo y la protesta en Minería y conflicto social*, (De Echave, J., Díez, A., Huber, L., Revesz, B., Lanata, X. R., Tanaka, M.), IEP, Lima, 2009, pp. 125-147.

Disponible en: <http://archivo.iep.pe/textos/DDT/mineriyconflictosocial.pdf>, Fecha de acceso: 25/02/2013

De Marchi, B., Funtowicz, S.O., Lo Cascio, S. and Munda, G. (2000). *Combining participative and institutional approaches with multicriteria evaluation. An empirical study for water issues in Troina, Sicily*. *Ecological Economics*, 34: 267-82

Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

Domínguez A., Achkar, M., Fernández, G. (2013). *Las estrategias de la ciudadanía frente a los procesos de privatización del agua: logros y desafíos en Uruguay*. *Agua y Territorio*, 2: 48-55

Ecologistas en Acción (EA) e Ingeniería Sin Fronteras (ISF). (2012). *El agua como derecho, y no como mercancía, en El agua, como vida, no como mercancía* (Ecologistas en Acción, Ingeniería Sin Fronteras, Eds.), Madrid, Barcelona, pp. 4-5

García, Aniza e Instituto de Estudios Políticos para América Latina y África (IEPALA). (2010). *Guía de conocimiento sobre el derecho humano al agua*. *Gloobal hoy*, 22

Disponible en:

<http://www.gloobal.net/iepala/gloobal/fichas/ficha.php?entidad=Textos&id=11296&opcion=documento#s23>, Fecha de acceso: 03/01/2013

Gerber, J.-F., Rodríguez-Labajos, B., Yáñez, I., Branco, V., Roman, P. (2012). *Guide to Multicriteria Evaluation for Environmental Justice Organisations*. *EJOLT Report No. 8*, 45 p.

- Gleick, P.H., M. Palaniappan. (2010). *Peak Water: Conceptual and Practical Limits to Freshwater Withdrawal and Use*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 107 (25): 11155–11162
- Greene, N. (2011). *The first successful case of the Rights of Nature implementation in Ecuador*, <http://therightsofnature.org/first-roncase-ecuador/>, Fecha de acceso: /10/2011
- Hardin, G. (1968). *The Tragedy of the Commons*. Science, 162 (3859) 1243-1248
- Harsono, A. (2003). Water and politics in the fall of Suharto. *Thames and Suez executives abandoned their posts with only 3 days of water treatment chemicals*, Center for Public Integrity, Disponible en www.publicintegrity.org/2003/02/10/5725/water-and-politics-fall-suharto, Fecha de acceso: 03/01/2013
- Hoekstra, A.Y. (2003). *Virtual water trade*. International Expert Meeting on Virtual Water Trade, 12(1): 244
- Jordà-Capdevila, D., Rodríguez-Labajos, B. (2014). *An ecosystem service approach to understand conflicts on river flows: local views on the Ter River (Catalonia)*. Sustainability Science. DOI 10.1007/s11625-014-0286-0
- Joseph, S. (2012). *Protracted lawfare: the Tale of Chevron Texaco in the Amazon*, Journal of Human Rights and the Environment, 3(1): 70-91
- Krutilla, J. V. (1967). *Conservation reconsidered*. American Economic Review, 57: 777–786
- Madrid, C., Cabello, V., Giampietro, M. (2013). *Water-use sustainability in socioecological systems: multiscale integrated approach*. Bioscience, 63:14–24
- Martínez Alier, J. (2011a). *El caso Chevron Texaco en Ecuador: una muy buena sentencia que podría ser un poco mejor*. Observatorio Petrolero Sur. Disponible en: <http://opsur.wordpress.com/2011/02/26/ecuador-el-caso-chevron-texaco-en-ecuador-una-muy-buena-sentencia-que-podria-ser-un-poco-mejor/>, Fecha de acceso: 25/02/2013
- Martínez-Alier, J. (2011b). *El ecologismo de los pobres*. Conflictos ecológicos y lenguajes de valoración, 5^a ed., Icaria, Barcelona.

Martínez-Alier, J. 2009. *Social metabolism, ecological distribution conflicts, and languages of valuation*, *Capitalism Nature Socialism*, 20 (1): 58-87

McCully, P. (1996, rev. ed. 2001). *Silenced Rivers: The Ecology and Politics of Large Dams* [Ríos Silenciados: la Ecología y la Política de las Grandes Represas], Londres: Zed Books.

Melo, M. (2011). *Exigibilidad judicial de los Derechos de la Naturaleza, (Comentarios a la sentencia del caso la Naturaleza contra el Gobierno Provincial de Loja)*. Disponible en línea en <http://mariomelo.wordpress.com/2011/06/01/exigibilidad-judicial-de-los-derechos-de-la-naturaleza/>, Fecha de acceso: 25/02/2013

Moral, L. del., Corral, S., Guimaraes Pereira, A., Paneque, P. Pedregal, B. (2006). *Social multicriteria analysis for the evaluation of water management alternatives – Costa del Sol Occidental (Málaga, Spain)*, in P. Antunes (ed), ADVISOR project – Final Report of the Energy Environment and Sustainable Development RTD Programme. Lisbon: ECOMAN, New University of Lisbon.

Naciones Unidas. (2010a). Resolución A/RES/64/292. Asamblea General de las Naciones Unidas. Julio de 2010

Naciones Unidas. (2010b). Observación General No. 15. *El derecho al agua*. Comité de Naciones Unidas de Derechos Económicos, Sociales y Culturales. Noviembre de 2010. Disponible en: www.un.org/spanish/waterforlifedecade/human_right_to_water.shtml

Naredo, J.M., ed. (1997). *La economía del agua en España*, Fundación Argenteria-Visor, Madrid.

Narváez, R. (2012). *Impactos de dos derrames petroleros acontecidos en la zona de incidencia de la Zona Intangible Taqari Taromenane (ZITT) en mayo de 2012*, Fundación Pachamama. Disponible en: <http://www.amazoniaporlavida.org/es/files/descargas/DERRAMES-SHIRI-PUNO-TIHUINO-mayo2012.pdf>, Fecha de acceso: 25/02/2013

Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., Revenga, C. (2005). *Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems*. *Science*, 308: 05-408

Ostrom, E. (2000, última edición 2011). *El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva*. México: FCE.

Overbeek, W., Kröger, M., Gerber, J.F. (2012). *Una panorámica de las plantaciones industriales de árboles en países del Sur. Conflictos, tendencias y luchas de resistencia*. Informe EJOLT 3.

Disponible en:

http://www.ejolt.org/wordpress/wp-content/uploads/2012/09/120913_EJOLT3-ESP-High.pdf, Fecha de acceso: 23/02/2013

Owen, D.L. (2010). *The new crowd at private water's top table*, Global Water Inteligencia, 11 (11), November 2010.

Disponible en línea: <http://www.globalwaterintel.com/archive/11/11/>, Fecha de acceso: 23/02/2013

Özkaynak, B., Rodriguez-Labajos, B., Arsel, M., Avcı, D., Carbonell, M.H., Chareyron, B., Chicaiza, G., Conde, M., Demaria, F., Finamore, R., Kohrs, B., Krishna, V.V., Mahongnao, M., Raeva, D., Singh, A.A., Slavov, T., Tkalec, T., Yáñez, I., Walter, M., Zivcic, L., (2012). *Mining Conflicts around the World: Common Grounds from an Environmental Justice Perspective*, EJOLT Report No. 7, 198 p.

Disponible en línea: <http://www.ejolt.org/2012/11/mining-conflicts-around-the-world-common-grounds-from-an-environmental-justice-perspective/>, Fecha de acceso: 25/02/2013.

Pengue, W. (2006). *Agua virtual, agronegocio sojero y cuestiones económico-ambientales futuras*. Realidad Económica, 223. Disponible en línea: <http://www.iade.org.ar/modules/noticias/article.php?storyid=1054>, Fecha de acceso: 25/02/2013

Pérez Rincón, M.A. (2006). *Comercio exterior y flujos hídricos en la agricultura colombiana: Análisis para el periodo 1961 - 2004*. Revibec: Revista Iberoamericana de Economía Ecológica, 4: 3-16

Pigeon, M., McDonald, D.A., Hoedeman, O., Kishimoto, S. (2012). *Remunicipalisation: putting water back into public hands*, Transnational Institute, 118 p. Disponible en: <http://www.municipalservicesproject.org/publication/remunicipalisation-putting-water-back-public-hands>, Fecha de acceso: 23/02/2013

Poff, N.L., Olden, J.D., Merritt, D.M., Pepin, D.M. (2007). *Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 104: 5732-5737

Republica Oriental de Uruguay. (2004). *Constitución de la República*. Constitución 1967 con las modificaciones plebiscitadas el 26 de noviembre de 1989, El 26 de noviembre de 1994, el 8 de diciembre de 1996 y el 31 de octubre de 2004. Disponible en <http://www.parlamento.gub.uy/constituciones/constoo4.htm>, Fecha de acceso: 03/01/2013

Richter, B.D.; Postel, S.; Revenga, C.; Scudder, T.; Lehner, B., Churchill, A. y Chow, M. (2010). *Lost in development's shadow: The downstream human consequences of dams*. Water Alternatives, 3(2): 14-42

Robbins, P. (2004). *Political Ecology: A Critical Introduction*. Blackwell.

Russi D., ten Brink P., Farmer A., Badura T., Coates D., Förster J., Kumar R., Davidson N. (2013). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*. IEEP, London and Brussels; Ramsar Secretariat, Gland.

Schlosberg, D. (2003). *The justice of environmental justice: Reconciling equity, recognition, and participation in a political movement*. In A. Light and A De-Shalit (eds.), *Moral and Political Reasoning in Environmental Practice*. Cambridge, MA: MIT Press, 77-106

Schlosberg, D. (2007). *Defining Environmental Justice: Theories, Movements, and Nature*. Oxford University Press.

Serrano, L., García, A., Marín, G. (2012). *El bien común, el derecho humano al agua y las políticas de privatización, en El agua, como vida, no como mercancía* (Ecologistas en Acción, Ingeniería Sin Fronteras, Eds.), Madrid, Barcelona, pp. 6-8

Sisteré, C. (2012). *Conflictes Hídrics a Catalunya*. Una perspectiva ambiental. Proyecto final de la Licenciatura en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de Barcelona, 76 p.

Solón, P. (2010). *ONU declara al agua y al saneamiento derecho humano esencial*, ALAI, América Latina en Movimiento, 2010-07-29, disponible en <http://alainet.org/active/39863>, Fecha de acceso: 03/01/2013

- Suassuna, J. (2011). *Transposição do Rio São Francisco na perspectiva do Brasil real*, Porto de Ideias Editora, 237 p.
- Sukhdev, P. (coord.). (2008). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*. An interim report, European Communities / UNEP, 66 p.
- Swyngedouw, E. (1999). Modernity and hybridity. *The production of nature: Water and modernisation in Spain*, Annals of the Association of American Geographers, 89 (3): 443-465
- Temper, L., Martínez-Alier, J. (2012). *Mining through military rule in Peru*, ejolt blog entry. Disponible en: www.ejolt.org/2012/06/mining-through-military-rule-in-peru/, Fecha de acceso: 09/01/2012
- Tribunal Latinoamericano del Agua (TLA). (2000). Caso: *Actividades petroleras en la Laguna del Tigre*, Petén. Disponible en <http://tragua.com/wp-content/uploads/2012/04/Haga-click-aquí-para-ver-el-VEREDICTO-Laguna-del-Tibre-2000.pdf>, Fecha de acceso: 02/01/2012
- Tribunal Latinoamericano del Agua (TLA). (2006). Caso: *Proyecto hidroeléctrico 'La Parota' sobre el río Papagayo en el estado de Guerrero*, República Mexicana. Disponible en <http://tragua.com/wp-content/uploads/2012/04/Caso-La-Parota.pdf>, fecha de acceso 02/01/2012
- Tribunal Latinoamericano del Agua (TLA). (2012). Caso: *Amenaza cierta e inminente de afectación al derecho humano al agua y al derecho al medio ambiente por el Estado Peruano y la Minera Yanacocha S.R.L.*, por la ejecución del proyecto minero Conga, en las provincias de Celdén y Cajamarca, República del Perú. Disponible en <http://tragua.com/2012/11/veredicto-caso-conga-peru/>. Fecha de acceso 02/01/2012
- UNESCO. (2009). *Resultado de la reunión de expertos internacionales sobre el Derecho Humano al Agua*, UNESCO Etxea-Centro UNESCO País Vasco, 7-8 Julio 2009, 12 p.
- UNICEF, OMS. (2008). *Progress in Drinking-water and Sanitation: special focus on sanitation*. Programa Conjunto OMS/UNICEF de Monitoreo del Abastecimiento de Agua y del Saneamiento.
- Urkidi, L. (2010). *A glocal environmental movement: Pascua-Lama in Chile*, Ecological Economics, 70: 219-227

Velázquez, E., Madrid, C., Beltrán, M.J. (2011). *Rethinking the concepts of Virtual Water and Water Footprint in relation to the production–consumption binomial and the water–energy Nexus*, *Water Resource Management*, 25: 743–761

World Commission on Dams (WCD). (2000). *Dams and development. A new framework for decision making*. The Report of the World Commission on Dams. Earthscan, Londres y Sterling, VA. 404 p.

Zibechi, R. (2007). *Dos modelos enfrentados en el Río San Francisco*, ALAI, América Latina en Movimiento, 2007-12-18. Disponible en: <http://alainet.org/active/21287&lang=es>, Fecha de acceso: 25/02/2013

X - Cambio climático y gestión de riesgos

Leandro del Moral Ituarte
Universidad de Sevilla

Jorge Olcina Cantos
Universidad de Alicante

Introducción

Los últimos decenios han conocido cambios socioeconómicos muy intensos en el mundo. La sociedad global transforma las pautas de comportamiento a un ritmo acelerado y sus efectos suponen, también, cambios profundos en el territorio. El medio natural ha cobrado una nueva dimensión como espacio de riesgo, en virtud de la puesta en marcha de actividades que no han tenido en cuenta los rasgos propios de un funcionamiento a veces extremo. Y las sociedades, en muchas áreas del planeta, se han transformado en sociedades de riesgo, salpicadas, con frecuencia, por episodios de signo catastrófico. En 1986, Ulrich Beck caracterizó la sociedad actual como sociedad del riesgo; desde entonces, nuevos enfoques han venido a enriquecer el análisis social del mundo moderno. Un mundo dominado por la economía global, donde son más evidentes y profundas las diferencias entre los países ricos y pobres, y los crecientes contrastes de riqueza y poder dentro de cada uno de ellos.

Se trata de un contexto difícil, pero que cuenta con un dato positivo: la existencia de lo que Beck denomina una “política de la Tierra” que no existía hace unas décadas y que permite integrar el tratamiento del riesgo en el contexto de una dinámica global de consideración del

medio. Cuestión distinta son las prácticas concretas que se siguen desarrollando en los territorios locales o supra-locales y que aumentan el grado de incertidumbre de las sociedades que los habitan ante los peligros naturales. Una de las cuestiones en esta política de la Tierra es el cambio climático por efecto invernadero, que exige respuestas globales y actuaciones también, locales. El cambio en las condiciones climáticas de las regiones del mundo es ya, por sí mismo, un aspecto de incertidumbre para la población de la Tierra en las próximas décadas; y si, como indica la modelización climática, la variación de estos rasgos climáticos regionales puede suponer el incremento del desarrollo de episodios atmosféricos extremos, el nivel de incertidumbre ante lo que nos puede deparar el medio natural en el futuro próximo es todavía mayor y exige una rápida capacidad de respuesta.

Hace más de diez años, el mismo autor escribía que las “pautas colectivas de vida, progreso y capacidad de control, pleno empleo y explotación de la naturaleza típicas de la *primera modernidad* han quedado socavadas por cinco procesos interrelacionados: la globalización, la individualización, la revolución de los géneros, el subempleo y los riesgos globales (como la crisis ecológica y el colapso de los mercados financieros globales). El auténtico reto teórico y político de la *segunda modernidad* es el hecho de que la sociedad debe responder simultáneamente a todos estos desafíos” (Beck, 2002 (1999):2). De resulta de este panorama general, un número cada vez mayor de hombres y mujeres se ven obligados a considerar el futuro como una amenaza, y no como un refugio o una tierra de promisión. En todo el mundo, de una manera simultánea, el “trabajo frágil” aumenta con rapidez, es decir, el trabajo a tiempo parcial, por cuenta propia, los contratos eventuales y otras formas de trabajo para las que apenas hemos encontrado descripciones adecuadas. Ya por entonces Ulrich Beck advertía que si esa dinámica proseguía, en diez o quince años (es decir, entre 2009 y 2014), cerca de la mitad de la población activa de Occidente trabajaría en condiciones de incertidumbre. Ciertamente, no se puede decir que Beck, que escribía en pleno *boom* de las “punto com”, se haya equivocado. Lo que antes era una excepción se estaba convirtiendo, ya en 1999, en una regla que implica que no hay más margen de maniobra que el de elegir entre: a) la protección social del creciente número de pobres, a costa de un elevado desempleo y b) aceptar la pobreza de amplios sectores de la

población, para alcanzar un índice de desempleo ligeramente inferior. “La incertidumbre endémica es lo que va a caracterizar la existencia básica de la mayoría de las personas – incluyendo las clases medias aparentemente acomodadas- en los años venideros” (Ibídem:16-19).

Con clara aplicabilidad a este contexto, Tony Judt (2010) señala que si una respuesta no se produce por la acción de los gobiernos, la ciudadanía debe jugar un papel decisivo: “El cambio climático tendrá consecuencias dramáticas. Hombres y mujeres se verán obligados a depender de los recursos del Estado. Recurrirán a sus líderes y representantes políticos para que les defiendan: de nuevo habrá quienes apremien a las sociedades abiertas a que se cierren y sacrifiquen la libertad en aras de la “seguridad”. La elección ya no será entre el Estado y el mercado, sino entre dos tipos de Estado: el realmente democrático o el monopolizado por las élites. Nos corresponde a nosotros volver a concebir el papel del gobierno. Si no lo hacemos, otros lo harán”.

1. Los impactos del cambio climático sobre el agua: trayectoria de la investigación y acuerdos fundamentales

El análisis del impacto del cambio climático sobre los recursos naturales y disponibles no puede ignorar las conclusiones del proyecto europeo ACACIA (A Concerted Action towards a comprehensive Climate Impacts and Adaptations assessment for the European Union 1998-2000) para el conjunto de Europa, enunciadas ya en los albores del siglo actual:

“En el sector del agua, la mayor implicación política del cambio climático es que ya no es posible seguir suponiendo que los recursos hídricos futuros van a ser similares a los del presente. Esto tiene importantes implicaciones para la gestión sostenible del sistema. Por ello, los gestores del agua, a todos los niveles, necesitan a) desarrollar metodologías de evaluación de estrategias o programas basadas en escenarios; y b) desarrollar técnicas de adaptación que permitan ajustes progresivos a lo largo del tiempo. Una segunda implicación importante es que el alcance del cambio climático podría dificultar el avance hacia modelos más sostenibles de gestión de los recursos hídricos, especialmente en el sur de Europa” (Parry, 2000).

Cinco años antes, un estudio pionero de Francisco Ayala-Carcedo, que hoy constituye un punto de referencia indiscutible de la investigación y del debate sobre el cambio climático y sus implicaciones, señalaba que:

1. “El cambio climático, de confirmarse según las previsiones para España del Instituto Nacional de Meteorología, basadas en el modelo del Hadley Center (2,5°C de incremento medio de temperatura y 8% de disminución media de precipitaciones en el horizonte 2060), supondría una importante reducción de recursos hídricos superficiales y subterráneos en España: 20.115 Hm³/año, el 17% de los recursos actuales” (Ayala-Carcedo, 1996). Los cálculos de Ayala eran moderados, si se tiene en cuenta que en periodos de sequía se ha observado que -poniendo de manifiesto la gran sensibilidad de la escorrentía a la disminución de la precipitación- una reducción del 15% de la precipitación en el conjunto de la cuenca del Guadalquivir ha conducido a una reducción del 50% de la aportación. Es de notar, además, que más de la mitad de esa disminución de escorrentía se debería al aumento esperado de temperaturas de 2,5^o en media, el factor sobre el que existe mayor acuerdo (figura X.1).



Figura X.1. El cambio climático probablemente supondrá en la España Peninsular una reducción media del 17% de los recursos naturales (aportación) de 1995. Esta reducción será más severa en la mitad meridional, alcanzando el 34% en la cuenca del Guadalquivir. El Guadiana I incluye toda la cuenca hispano-portuguesa. Fuente: Ayala-Carcedo, 1996, modificado.

2. Estas reducciones afectarán con casi todo su peso a las regulaciones en demanda continua, como los aprovechamientos hidroeléctricos y abastecimientos, estando su efecto aminorado -de acuerdo con la regulación existente en cada cuenca- en los casos de demanda variable (concentrada en determinados meses del año, como en buena parte lo está la demanda de riego). La realidad se situará en un punto intermedio, de acuerdo con la distribución de los usos entre demanda continua y variable en cada cuenca.
3. Aunque todas las cuencas hidrográficas sufrirían reducciones, en las que afectan a Andalucía (cuencas Atlánticas y Mediterránea y cuenca del Guadalquivir) estas reducciones serían superiores a la media: 34% en la cuenca del Guadalquivir, 23% en las actuales cuencas Atlánticas Andaluzas y 31% en la actual cuenca Mediterránea Andaluza.
4. Las reducciones de aportaciones, combinadas con el aumento de temperatura, hacen prever mayores problemas de contaminación química y biológica.
5. Es previsible un aumento de la irregularidad de los caudales fluviales (variación de las pautas temporales de las aportaciones). Este fenómeno puede medirse a través del cambio del Coeficiente de Variación interanual C_v (desviación estándar/media).
6. El aumento de este coeficiente sugiere una *intensificación de los sucesos extremos*, tanto la sequía como las inundaciones, lo que posteriormente fue corroborado por Easterling *et al.* (2000) a escala global.
7. En relación con el diseño de regulaciones (tanto obras de embalse como sondeos de captación), el aumento de variabilidad y el descenso de aportaciones tienen efectos contrapuestos, al inducir el primero dimensionados más generosos y el segundo dimensionados a la baja. A través de la fórmula de Mc Mahon (1986), Ayala-Carcedo evaluó el posible *riesgo de sobredimensionamiento de las obras hidráulicas* en todas las cuencas, concluyendo que éste variaba entre un 3% para las cuencas del Norte y un 32% para la del Guadiana, donde están los dos mayores embalses de la Península, Alqueva y La Serena. Esto disminuiría las garantías de disponibilidad de recursos y aumentaría los costos por m³ regulado por medio de obras hidráulicas.
8. A consecuencia de la elevación de temperatura, las cuencas andaluzas tendrían un aumento de evaporación directa en embalses y humedales superior al 30% (figura X.2). Este dato, combinado con las reducciones

de aportaciones anteriormente mencionadas, produciría serias crisis ecológicas en los humedales existentes, o incluso, su desaparición en el caso de los más vulnerables. El aumento de la evaporación también limitaría las posibilidades de regulación hiperanual (almacenamiento de agua en años abundantes para su utilización en años secos).

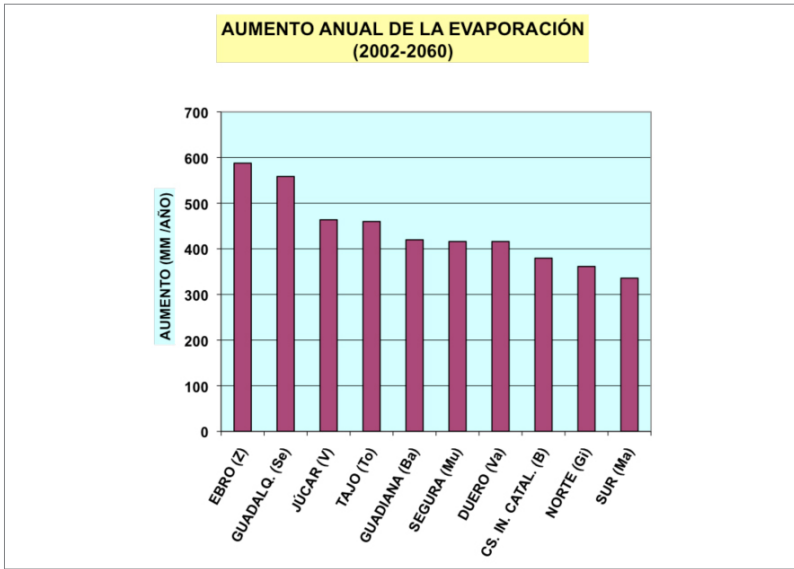


Figura X.2. El aumento de evaporación en lámina libre producido por el aumento de temperatura vinculado al cambio climático es muy probable que lleve a no pocos de los humedales ibéricos a graves crisis ecológicas (Ayala-Carcedo, 2002).

9. Otra consecuencia de gran importancia sería el *aumento del consumo en los regadíos actuales*, que podrían aumentar sus demandas hídricas entre un 6% y un 9%. La razón es doble: de un lado el descenso de las precipitaciones obliga a aumentar los riegos, de otro el aumento de temperatura implica un aumento de la transpiración biológica de las plantas y un aumento de la evaporación directa del suelo. Dado que se prevén mayores aumentos de temperatura en el verano y que un mundo invernadero, con más CO₂, inducirá probablemente un mayor crecimiento de las plantas, y por tanto un mayor consumo de agua, el efecto será con gran probabilidad magnificado

a pesar del cierre estomático que puede inducir una mayor dosis de CO_2 . Ayala-Carcedo calculó estos aumentos de consumo para las diversas cuencas a partir de una fórmula de regresión para la Evapotranspiración Potencial, ETP, obtenida para 11 observatorios. Los resultados pueden verse en la figura X.3.

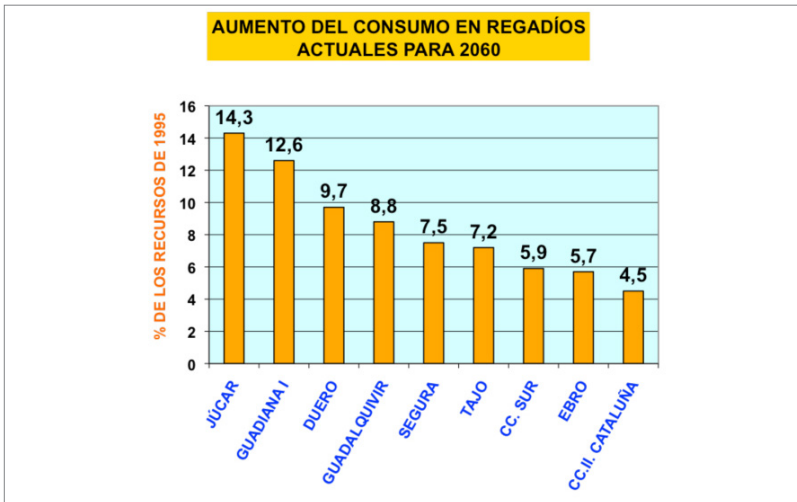


Figura X.3. La reducción de la precipitación, aunada a los aumentos de evaporación, de transpiración vegetal y de la biomasa de la planta en un mundo invernadero, aumentarán el consumo por hectárea en los regadíos actuales (Ayala-Carcedo e Iglesias, 2000).

Las conclusiones de Ayala-Carcedo, con la mencionada *reducción media para toda la Península mayor del 17 % para el 2060*, son prácticamente iguales a las deducidas por Mimikou et al. (2000) en Grecia con modelos más refinados y a la de Veiga da Cunha et al. (2002) para Portugal. Además de éstas, a lo largo de las dos últimas décadas se han producido diversas aproximaciones a los impactos del cambio climático en España especialmente significativas.

La primera de ellas, la del Centro de Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) realizada para el Ministerio de Medio Ambiente (MIMAM) en 1997. En ella el CEDEX evaluaba los efectos del cambio climático en varias cuencas mediterráneas, considerando un es-

cenario la mitad de severo que el expuesto anteriormente. A título de ejemplo, para la del Ebro, el CEDEX establecía una reducción del 20%, que en caso de asumirse un escenario como el de Ayala-Carcedo, seguramente más realista y acorde con lo previsto por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), habría que elevar al 40% aproximadamente. La segunda, la del Libro Blanco del Agua (MIMAM, 1998), que extrapolada para un escenario similar al que empleaba Ayala en 1996 suponía una reducción del orden del 28%. La tercera de ellas, la empleada en los documentos de apoyo al Plan Hidrológico Nacional (PHN) de 2000, que una vez extrapolada del 2016 al 2060 suponía -en lo que se refiere a los valores medios de la horquilla que deduce- unos resultados similares a los que Ayala-Carcedo obtuvo en 1996, salvo para las cuencas internas de Cataluña, en que es bastante más pesimista que aquel autor.

En la figura X.4 se muestran los efectos de extrapolar al 2060 los efectos sobre la cuenca del Ebro de las aproximaciones del CEDEX 1998, Libro Blanco del Agua 1998 y PHN 2000. En el caso de las dos primeras, los resultados en lo que se refiere al balance hidráulico de la cuenca es más pesimista que los adelantados por Ayala-Carcedo. El del PHN, proyectado a 2060 en lugar de a 2016, se parece mucho al de aquel.

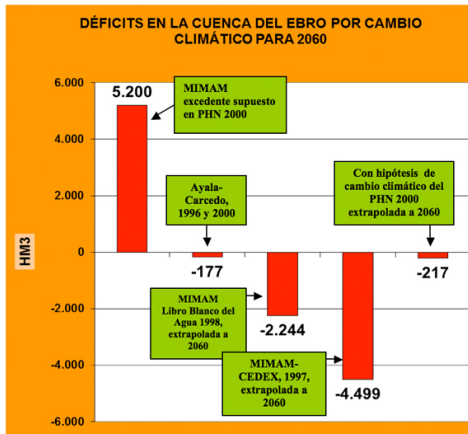


Figura X.4. La incorporación de los impactos del cambio climático en la cuenca del Ebro, teóricamente excedentaria hoy, muestra que la cuenca dejaría progresivamente de ser excedentaria para acabar como deficitaria. Fuente: Ayala-Carcedo, 2003

Diez años después, el informe final del proyecto ECCE, *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático* elaborado por encargo del Ministerio de Medio Ambiente (Moreno, et al, 2005), en su síntesis de resultados acerca de los Impactos sobre los recursos hídricos (Iglesias, et al, 2005) presentó las siguientes conclusiones:

1. Los resultados sobre temperaturas en la península ibérica, tanto a partir de los modelos globales (Modelos de Circulación General Acoplados Océano-Atmósfera, MCGA-OA) como por los modelos climatológicos regionales, procedentes de distintos institutos de investigación, representan variaciones siempre positivas (entre 1,0 y 5,0 °C). En el caso de las precipitaciones, las variaciones son moderadas y se mueven en ambos sentidos.
2. El cambio climático causará en España una disminución de aportaciones hídricas y un aumento de la demanda de los sistemas de regadío.
3. Para el horizonte 2030, considerando dos escenarios, uno con aumento de 1°C en la temperatura media anual y otro con ese mismo aumento y, además, disminución de un 5% en la precipitación media anual, son esperables disminuciones medias de aportaciones hídricas en España, en régimen natural, de entre un 5% y un 14%. Las cuencas andaluzas se incluyen entre aquellas en las que el impacto sobre los recursos hídricos se manifestará más severamente.
4. Para el horizonte 2060, con un escenario de 2,5°C de elevación de las temperaturas y un 8% de disminución de las precipitaciones, se prevé una reducción global de los recursos hídricos del 17% como media de la Península, junto a un aumento de la variabilidad interanual de los mismos. Estos cambios serán mayores en la mitad sur de España. Estas son, exactamente, las conclusiones que adelantaba Ayala-Carcedo en 1996.
5. Con un escenario extremo (poco probable) en el que se suponga una disminución del 15% de la precipitación media anual y un aumento de 4°C de la temperatura, la disminución de la aportación total sería lógicamente mayor.
6. En cualquier caso, el análisis de los datos que ofrece el Informe de 2005 pone de manifiesto que la sensibilidad es muy alta precisamente en las zonas con temperaturas medias elevadas y con precipitaciones bajas. Simplemente con un escenario optimista de subida de temperatura de 2,5°C, sin modificación de precipitaciones, en áreas con temperaturas medias anuales por encima de 18° ó 20°C y preci-

- pitaciones por debajo de 400 mm (la mayor parte del sureste subárido de Andalucía) las aportaciones actuales se reducirían a la mitad.
7. Las tendencias que se apuntan para España, con especial intensidad para las áreas meridionales, son de una mayor irregularidad temporal de las precipitaciones, lo que repercutirá negativamente en el régimen de las crecidas y en la regulación de los ríos.
 8. En un escenario de calentamiento global y aumento de la sequía estival, cabe esperar una degradación de la cubierta vegetal y un aumento de la frecuencia de los incendios forestales. Estas condiciones pueden representar un aumento de la recurrencia y severidad de las crecidas y de los fenómenos de erosión de los suelos en cuencas de pequeño tamaño.
 9. Un menor volumen del agua y un aumento de su temperatura provocará el empeoramiento de la calidad de las aguas y el descenso de los niveles piezométricos en los acuíferos, lo que en zonas costeras facilitará la intrusión marina, hecho además favorecido por el aumento del nivel del mar.

Por su parte, el Reglamento de Planificación Hidrológica (RD 907/2007) y la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH, ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre) del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, de 2007 y 2008 respectivamente, indican que los planes hidrológicos evaluarán el posible efecto del cambio climático sobre los recursos hídricos naturales mediante modelos de simulación hidrológica para el horizonte del año 2027. Hasta que no se disponga de esas evaluaciones, la Instrucción precisa que se deberán aplicar los siguientes porcentajes de reducción global de las aportaciones naturales de referencia en el horizonte 2027:

Demarcación hidrográfica	Disminución %
Miño-Sil	3
Cantábrico	2
Duero	6
Tajo	7
Guadiana	11
Guadalquivir	8
Segura	11
Júcar	9
Ebro	5

Finalmente, el estudio del CEDEX de 2010 *Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos en régimen natural. Memoria. Encomienda de Gestión de la Dirección General del Agua (MARM) al CEDEX para el estudio del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua* pronostica una reducción generalizada de dichos recursos en España, más acentuada conforme avanza el siglo XXI, si bien hay grandes variaciones entre las reducciones estimadas por las diferentes proyecciones analizadas. Las proyecciones del denominado escenario A2 dan unas reducciones para España del -8% para 2011-2040, del -16% para 2041-2070 y del -28% para 2071-2100; las del escenario B2 son del -8%, -11% y del -14% respectivamente. Estos valores medios, señala el informe, deben de tomarse con precaución debido a la amplia dispersión de valores aportados por el conjunto de las proyecciones (CEDEX, 2010, p. 229).

Sobre la base de los datos de disminución de la aportación natural incluidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica, se han incorporado, asimismo, los porcentajes de reducción de volúmenes de agua utilizados en los planes hidrológicos elaborados en nuestro país. Es de notar que en algunos casos, los cálculos proporcionados en la Instrucción de Planificación Hidrológica, han merecido revisión en virtud de la utilización de estudios propios de las demarcaciones hidrográficas. De manera que, aunque en el plan hidrológico se han manejado los valores de reducción indicados en la Instrucción, se hace constar que este valor puede ser mayor en virtud de estos nuevos estudios. Igualmente se han incorporado los valores manejados en el resto de planes hidrológicos realizados por Agencias Autonómicas de planificación y gestión del agua, no incluidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica (cuadro X.1.).

Demarcación Hidrográfica	Porcentaje de Disminución IPH, 2008	Porcentaje Utilizado en el Plan Hidrológico
Miño-Sil	3	3
Cantábrico (Occ y Or.)	2	2
Duero	6	6
Tajo	7	7
Guadiana	11	11
Guadalquivir	8	8
Segura	11	11
Júcar	9	12 ¹
Ebro	5	5 ²
Galicia-Costa		2
C.I. País Vasco		5
C.I. Cataluña		5
Islas Baleares		5,5 (Menorca); 5,3 (Mallorca); 6,1 (Ibiza y Formentera)
Ceuta		No incluye
Melilla		No incluye
Tinto-Odiel-Piedras		8
C. Medit. Andaluza		8
Guadalete-Barbate		8
Lanzarote		No incluye
Fuerteventura		No incluye
Gran Canaria		23 (reducción lluvia)
Tenerife		-2,5 mm/año (reducción lluvia vertical)
La Gomera		No incluye
La Palma		No incluye
El Hierro		No incluye

Cuadro X.1. Porcentajes de disminución de la aportación natural para incorporar el efecto del cambio climático (horizonte 2027), según IPH y planes hidrológicos. Fuente: Instrucción de Planificación Hidrológica, 2008 y planes hidrológicos de demarcación hidrográfica.

De estas mismas proyecciones se derivan mayores descensos porcentuales de escorrentía en verano que en invierno. La reducción de escorrentía del promedio de las proyecciones es más acusada hacia el suroeste de la Península y Canarias. En todo caso, las variaciones se hacen del orden de magnitud de las escorrentías medias anuales en regiones y estaciones secas, lo que amplifica un índice de impacto calculado exclusivamente en función de valores medios. Regionalmente los resultados cambian apreciablemente en función de la proyección.

En conclusión, las variaciones de escorrentía obtenidas en el informe del CEDEX de 2010 no alteran de manera relevante las previstas en Libro Blanco del Agua en España (MIMAM, 2000a) para el horizonte 2030 y en la Instrucción de Planificación Hidrológica (ORDEN ARM/2656/2008) para el horizonte 2027. Tomando como referencia las desviaciones equivalentes obtenidas en el informe del CEDEX 2010 para 2011-2040 respecto al periodo 1940-2005 y comparándolas con las publicadas en la IPH y en el Libro Blanco del Agua en España (LBAE) resulta que las disminuciones (MIMAM, 2000) son inferiores en las cuencas de carácter húmedo y superiores en las cuencas de carácter más seco. Este aspecto se debe al haber utilizado la formulación de Schreiber-Budyko como base y haber trasladado ascensos de evapotranspiración potencial a la reducción de escorrentía sin haber contemplado la disponibilidad de agua. Los territorios insulares, Baleares y Canarias, constituyen una excepción ya que las cifras de desviaciones calculadas en el informe de 2010 superan las del LBAE de 2000 (CEDEX, 2010).

1. En el Plan Hidrológico del Júcar se señala lo siguiente: “de acuerdo con los estudios llevados a cabo por el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX sobre la evaluación de los efectos del Cambio Climático sobre los recursos hídricos (CEDEX-DGA, 2011a), el coeficiente de reducción global de las aportaciones a utilizar en la Demarcación Hidrográfica del Júcar para estudios a medio plazo (año 2027) sería del 12%”.

2. En la Memoria del Plan Hidrológico del Ebro se hace constar que se ha manejado un estudio de “Evaluación del efecto del cambio climático en los recursos hídricos de la cuenca hidrográfica del Ebro con GIS-BALAN” (J. Samper et al., 2007), realizado por la Universidad de La Coruña es el de mayor detalle efectuado hasta la fecha sobre los impactos futuros del cambio climático en los recursos hídricos de la cuenca. Realizando el análisis para varias subcuencas de cabecera y para varias hipótesis establece que los impactos en las componentes hidrológicas son importantes con reducciones en los períodos de simulación 2010-2040, 2040-2070 y 2070-2100 que pueden alcanzar entre el 10 y el 20% del caudal total en las zonas evaluadas.

2. Cambio climático y el incremento de extremos atmosféricos

Los riesgos vinculados a la manifestación extrema de los elementos climáticos han pasado a ocupar una parcela importante en los estudios de cambio climático. El quinto informe del IPCC (2013), confirmando lo ya adelantado en anteriores ediciones, ha dado carta de naturaleza definitiva a la relación entre estos dos procesos. En el momento actual de investigación de la hipótesis de cambio climático por efecto invernadero se puede señalar que existen evidencias, cada vez más explícitas, de que los fenómenos atmosféricos de rango extremo tienen vinculación con los cambios que se están observando en el funcionamiento de la circulación atmosférica general a escala planetaria. Los riesgos climáticos son un problema para el funcionamiento de las sociedades en la actualidad y lo pueden ser más en las próximas décadas. En efecto, la actual modelización climática señala que, además de las modificaciones sobre aportaciones anteriormente mencionadas, algunas regiones del mundo, entre ellas las situadas en latitudes mediterráneas, pueden verse afectadas por un incremento en la frecuencia de aparición de los fenómenos atmosféricos de rango extraordinario, especialmente los derivados de extremos pluviométricos y ello puede agravar el grado de riesgo ya existente en los territorios (figura X.5).



Figura X.5. Sociedades y territorios de riesgo en el contexto del cambio climático. Situación actual y previsión futura. Fuente: *Elaboración propia*.

La menor disponibilidad de agua para una población con demandas creciente y el desarrollo frecuente de fenómenos de torrencialidad pluviométrica se presentan como los procesos de causa atmosférica que van a caracterizar el incremento del riesgo en latitudes mediterráneas (figura X.6).

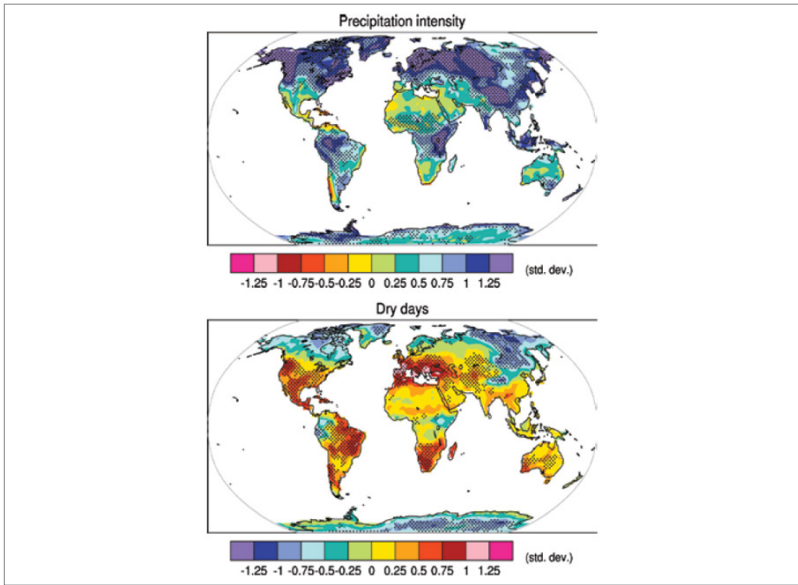


Figura X.6. Cambios en la cantidad y calidad de las precipitaciones en el mundo. Obsérvese como en las latitudes mediterráneas se presume al tiempo un aumento de la torrencialidad de las lluvias y un incremento del número de días secos al año. Fuente: V Informe del IPCC, 2013

En España se han registrado en las tres últimas décadas los cambios térmicos y de alteración de otros elementos climáticos observados en el resto de la superficie terrestre, en el marco del calentamiento planetario. En efecto, desde los años ochenta del pasado siglo se ha apreciado una subida de las temperaturas, un descenso de la cobertura de hielo y nieve y un ascenso –muy débil– del nivel marino. Así, se indicaba ya en el informe oficial del Ministerio de Medio Ambiente sobre evaluación preliminar de los impactos del cambio climático en nuestro país (More-

no, et al, 2005), que fue actualizado en 2007 con la incorporación de los escenarios climáticos regionalizados con horizonte 2100 (INM y OECC, 2007). Desde entonces, se vienen confirmando estos procesos.

Los modelos climáticos aplicados a escala peninsular, indican un agravamiento de estas condiciones y un aumento de la irregularidad climática, aspecto por otra parte común en los climas de influencia subtropical, como los que se dan en la mayor parte de las tierras ibéricas y los archipiélagos. En esencia, los rasgos más destacados de la evolución climática futura en España se resumen en los siguientes aspectos (INM y OECC, 2007):

- Incremento progresivo de las temperaturas medias.
- Calentamiento más acusado en verano que en invierno.
- Calentamiento estival superior en el interior que en las costas e islas.
- Mayor frecuencia de anomalías térmicas, en especial de las máximas estivales.
- Disminución de la precipitación.
- Mayor reducción pluviométrica en primavera. Probable aumento de la lluvia invernal en el oeste y otoñal en el noreste.
- Probable aumento de los riesgos climáticos (lluvias torrenciales, olas de calor, sequías, etc.).

De todos los efectos previstos para las condiciones climáticas del territorio español dentro de la actual hipótesis de cambio climático por efecto invernadero, lo más preocupante es justamente el probable incremento de los episodios atmosféricos de rango extremo. Una subida de temperaturas de 3-4° C o una reducción de precipitaciones entre el 20 y 40 % respecto a los valores actuales son escenarios que implican enormes impactos y que imponen profundos procesos de adaptación. Pero, lo peor para un territorio, sus habitantes y sus actividades económicas puede ser, sin duda, el aumento del carácter “extremo” de sus condiciones climáticas. La posibilidad de ser escenario frecuente de lluvias intensas con efectos de inundación, de sequías agudas, de golpes de calor intensos en verano o de temporales de viento causados por borrascas enérgicas o situaciones de borde de anticiclón en el área mediterránea, supone un escenario de enorme vulnerabilidad socio-económica. Si se cumplen las previsiones establecidas en la modelización climática, el aumento de daños humanos y económicos que se registrarían anualmente será extraordinario.

3. Una sociedad de riesgo en un contexto de cambio climático

La respuesta al cambio climático puede resultar de la toma de acuerdos internacionales para evitar la causa del cambio climático (reducción de emisiones de gases de efecto invernadero) o de medidas –de escala más o menos amplia– que aborden la reducción de consecuencias vinculadas a este proceso planetario. Uno de estos principios de ordenación es la consideración del cambio climático y de sus riesgos asociados en los procesos de planificación territorial. Y este aspecto comienza a ser tenido en cuenta en algunos países europeos que han aprobado estrategias de adaptación al cambio climático donde las medidas de ordenación del territorio juegan un papel decisivo en la reducción o adaptación a los efectos de este fenómeno (por ejemplo Holanda y países del Báltico). El cambio climático aparece, pues, como enigmático telón de fondo que modela procesos y actuaciones de la sociedad del riesgo.

Junto a los cambios socio-económicos que han supuesto la aparición de las nuevas sociedades del riesgo, una serie de acontecimientos de efectos catastróficos ocurridos en la última década han contribuido a aumentar la consideración del riesgo en la investigación y en la puesta en marcha de políticas de reducción. Lo catastrófico se ha convertido en aliado del mantenimiento de la sociedad del riesgo y sus mecanismos de defensa, al dar prueba de los efectos de las incertidumbres fabricadas.

El análisis de eventos atmosféricos de rango extraordinario ha derivado en el estudio de territorios y sociedades de riesgo. Preocupa ahora la complejidad de las sociedades afectadas por los peligros naturales y las formas de ocupación de los espacios de riesgo. El riesgo ha pasado de ser la mera posibilidad de ocurrencia de un episodio extraordinario al análisis de la plasmación territorial de actuaciones llevadas a cabo por el ser humano en un espacio geográfico y que no han tenido en cuenta la dinámica propia de la naturaleza en dicho lugar. De este modo, es posible individualizar y caracterizar unidades de análisis territorial como “regiones-riesgo”.

En el contexto europeo, se ha asistido, en las últimas dos décadas, a cambios importantes en la consideración territorial de la peligrosidad natural (Schmidt-Thomé, 2005). Se ha pasado de una carencia

de tratamiento del riesgo en los procesos de planificación espacial a la aprobación de normativas que obligan a la inclusión de análisis de riesgo en la documentación necesaria para su desarrollo. Los episodios de inundación han merecido una atención preferente en las políticas de reducción del riesgo puestas en marcha en los territorios europeos y españoles. La aprobación de la Directiva 2007/60 sobre gestión de espacios inundables, por un lado, y de la nueva Ley del Suelo estatal (R.D.Legislativo 2/2008), por otro, han supuesto un cambio radical en la tramitación de actuaciones sobre el territorio puesto que la elaboración y consulta de cartografía de riesgo se convierte en un requisito indispensable al efecto. Otros riesgos naturales, como sequías o temporales, no han tenido, hasta el momento, un tratamiento similar, aunque en el contexto actual de cambio climático por efecto invernadero, que prevé una agudización del carácter extremo del clima en el sur de Europa, tendrán que incorporarse a los procesos futuros de planificación territorial.

Además, se han producido cambios en el método de análisis del riesgo. Se ha pasado del estudio detallado de la peligrosidad climática a la valoración de la vulnerabilidad que llevan implícita dichos peligros. De manera que el análisis físico de los procesos de riesgo se completa ahora con el estudio de las variables social y económica de los territorios de riesgo. Y, además, se tienen en cuenta la capacidad de respuesta de las sociedades a los efectos de los fenómenos de rango extraordinario.

Si como señalan los modelos de cambio climático, la región mediterránea puede ser testigo, en las próximas décadas, de la aceleración del carácter extremo de sus condiciones atmosféricas, el riesgo existente en muchas de sus territorios puede incrementarse, lo que obliga a preparar los territorios ante dicha posibilidad. Se debe incentivar la puesta en marcha de medidas que contribuyan a reducir el riesgo existente y el futuro. Los nuevos territorios del cambio global, en cuanto espacios de riesgo, requieren políticas de ordenación que minimicen la vulnerabilidad y la exposición frente al posible aumento de la peligrosidad atmosférica. Este es el reto territorial que se debe asumir y para ello las escalas regional y local son fundamentales (figura X.7).



Figura X.7. Los territorios de riesgo en el escenario del cambio climático.

Fuente: *Elaboración propia.*

4. Incremento del riesgo por aumento de vulnerabilidad y exposición a los peligros climáticos en España

España es un país-riesgo frente a los peligros de la naturaleza; algunos de sus territorios ocupan los primeros puestos en la clasificación europea de espacios geográficos con riesgo que se ha incluido en el informe sobre peligros naturales y tecnológicos en Europa (vid. ESPON, 2006). Ello es debido a la coincidencia de un medio físico complejo y difícil y una población dinámica y creciente, que se acumula, en gran medida, en áreas litorales.

En efecto, España es uno de los espacios geográficos de Europa más afectado por los peligros de la naturaleza, merced a su propia posición geográfica, a su carácter de península rodeada de mares, a su topografía y a la ocupación humana, de época histórica, que se ha dado en su territorio. Sólo por efecto de la sismicidad y de las inundaciones, las pérdidas económicas registradas en España en las últimas décadas se elevan al entorno de los 1.000 millones de euros anuales, de las cuales el 98% corresponden a inundaciones, el principal peligro de la naturaleza en nuestro país.

La Comunidad Valenciana, Cataluña, Baleares, Canarias, Andalucía y Murcia, concentran el porcentaje mayor del total de pérdidas económicas ocasionadas por peligros naturales, mayoritariamente por inundaciones. Y se estima que las pérdidas por inundaciones sigan siendo muy elevadas en España (especialmente en las comunidades autónomas señaladas) durante los próximos 30 años. En efecto, en el informe sobre pérdidas por terremotos e inundaciones en España elaborado por el Instituto Geológico y Minero de España y el Consorcio de Compensación de Seguros en 2004, se calculan unas pérdidas económicas totales de 25.700 € (valor del euro de 2002).

Lo llamativo es que el riesgo ante peligros naturales aumenta en relación con el incremento de la exposición del ser humano a nuevos peligros. Así, a las inundaciones, sequías y los temporales de viento se han unido las olas de calor y los aludes de nieve como nuevos agentes de riesgo que provocan elevadas víctimas y los tornados que manifiestan un importante incremento en su frecuencia de desarrollo desde 1995 y ocasionan daños materiales elevados en los lugares afectados.

Desde mediados del siglo XX se ha asistido en España a otro fenómeno interesante en relación con la localización de las áreas de riesgo: el desplazamiento hacia las áreas litorales de las áreas con mayor riesgo. Es decir, se ha producido una "litoralización" del riesgo. La pérdida de importancia socio-económica de la actividad agrícola, la más expuesta a los peligros de causa climática, ha desplazado el escenario de la vulnerabilidad y exposición ante los peligros naturales del campo a la ciudad y, dentro de los espacios urbanos, el desarrollo de actividades relacionadas con el ocio y el turismo en áreas litorales y los archipiélagos ha situado en estos territorios las áreas con nivel de riesgo más elevado.

Se puede señalar que el riesgo ante estos peligros naturales (especialmente, los de causa atmosférica) ha aumentado, en relación con el aumento de la población y la exposición de la misma en diversos territorios españoles ante los peligros naturales.

Desde los años ochenta del pasado siglo son los aspectos humanos del riesgo los que han cobrado protagonismo en la valoración de los peligros climáticos. Un aspecto importante en el aumento de la exposición y vulnerabilidad ante los episodios atmosféricos de rango extraordinario es el importante crecimiento del parque de viviendas que se ha producido en algunas regiones españolas desde los años ochenta

del pasado siglo y, especialmente entre 1995 y 2007. El denominado “boom inmobiliario”, con su fase expansiva más importante entre los años 2000 y 2007, tuvo en el litoral mediterráneo español un escenario principal de desarrollo. En el conjunto del territorio nacional, al margen de la capital madrileña, el gran foco de actividad de la construcción residencial se ha situado en la fachada mediterránea, como se observa en la figura X.8.

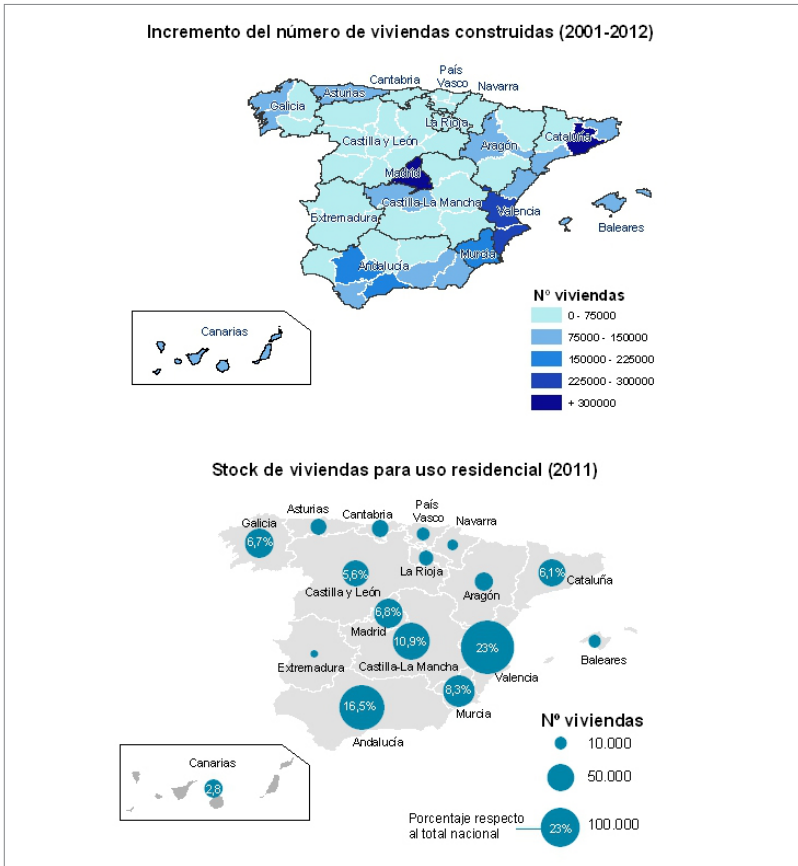


Figura X.8. Expansión residencial en España (2001-2012) y stock de viviendas generado (2011). Fuente: Ministerio de Fomento. Estadísticas de vivienda. Instituto de Práctica Empresarial. Pulsímetro Inmobiliario. Edición 2012. Fuente: Elaboración propia.

El enorme desarrollo que ha tenido la construcción residencial en nuestro país es una de las causas del incremento señalado de la vulnerabilidad y la exposición ante los peligros climáticos. En otras palabras, en las últimas décadas se ha construido por encima de lo racionalmente sostenible en España y además algunas de esas edificaciones se han llevado a cabo en zonas de riesgo. Especialmente en áreas expuestas al peligro de inundación, pero asimismo en sectores con riesgo ante sequías, temporales marítimos y deslizamientos.

Muchas áreas del litoral mediterráneo español y del archipiélago canario, especialmente en las islas de Tenerife y Gran Canaria, han visto como márgenes fluviales, espacios inundables y áreas de avenamiento precario han sido ocupadas por infraestructuras, espacios de ocio (camping) o viviendas en las últimas décadas. Y ello cuando desde la promulgación de la Ley de Aguas de 1985 (y de su Reglamento de Dominio Público Hidráulico) o de la ley del suelo de 1998, además de la normativa autonómica que se ha aprobado en los últimos veinte años relativa al suelo, ordenación del territorio o impacto ambiental, estas actuaciones eran claramente ilegales. Y hay otro dato preocupante. Varias víctimas (especialmente por inundaciones) registradas en España durante los últimos años son residentes extranjeros que se han instalado en nuestro país por motivos laborales o de ocio. Y esto habla de la falta de percepción del riesgo de estos grupos sociales y de la carencia de una comunicación social del riesgo que prevenga a estos ciudadanos del peligro vinculado a las manifestaciones atmosféricas extremas en nuestro territorio.

5. Reducción de los riesgos climáticos en España: la apuesta por la ordenación del territorio

En las últimas dos décadas se ha asistido a cambios importantes en la consideración territorial de la peligrosidad natural en Europa y en España. Se ha pasado de una carencia de tratamiento del riesgo en los procesos de planificación espacial a la aprobación de normativas que obligan a la inclusión de análisis de riesgo en la documentación necesaria para su desarrollo. Los episodios de inundación han merecido una atención preferente en las políticas de reducción del riesgo puestas en marcha en los territorios europeos y españoles. La aprobación de la

Directiva 2007/60 sobre gestión de espacios inundables, por un lado, y de la nueva Ley del Suelo estatal (R.D.Legislativo 2/2008), por otro, deben suponer, como se ha indicado, un cambio radical en la tramitación de actuaciones sobre el territorio, puesto que la elaboración y consulta de cartografía de riesgo se convierte en un requisito indispensable al efecto. Otros riesgos naturales, como sequías o temporales, no han tenido, hasta el momento, un tratamiento similar, aunque en el contexto actual de cambio climático por efecto invernadero, que prevé una agudización del carácter extremo del clima en el sur de Europa, tendrán que incorporarse a los procesos futuros de planificación territorial.

De manera que, en pocos años han ocurrido cambios en la consideración de las políticas de reducción del riesgo: con el marco normativo actual, se debe pasar del recurso a la obra de infraestructura como pieza básica de la mitigación de los peligros naturales al planteamiento de medidas que tienen su materialización en la ordenación y gestión del territorio.

En España, la catástrofe de Biescas (agosto, 1996) marcó un antes y un después en la consideración del riesgo en los procesos de planificación territorial. Es cierto que, desde finales de los años ochenta del pasado siglo, algunas Comunidades Autónomas, en el desarrollo de sus competencias en materia de ordenación del territorio, habían aprobado leyes y planes de ordenación del territorio donde se incluía la obligación de considerar el riesgo natural (esencialmente inundaciones) a la hora de aprobar nuevas actuaciones sobre el territorio. Es el caso del País Vasco, Navarra, Comunidad Valenciana, Baleares y Cataluña. A escala estatal, la modificación de la Ley del Suelo de 1992 y la aprobación de la entonces nueva ley de 1998 fue un paso primero hacia la verdadera incorporación de los análisis de riesgos en la ordenación territorial. No obstante, la ley del suelo de 1998 –adaptada con posterioridad por las Comunidades Autónomas– quedó a estos efectos en mera declaración de intenciones, porque la obligación de clasificar como “no urbanizable” aquellos terrenos que tuvieran riesgo natural “acreditado” (art. 9) suponía la necesidad de contar con cartografías de riesgo que permitieran acreditarlo en cada caso. En aquellos casos –la gran mayoría del territorio español– donde no se disponía de esta cartografía dicha norma quedaba sin efecto, como de hecho ocurrió. De ahí que la posterior aprobación de la Ley del Suelo de 2008 (R.D. Legis-

lativo 2/2008) que obliga (art. 15) a incluir mapa de “riesgos existentes” en los nuevos procesos urbanísticos está suponiendo una revolución en este sentido.

En este contexto, es necesario avanzar *desde el análisis de la peligrosidad natural al estudio de la vulnerabilidad y la exposición* ante estos peligros naturales. El estudio del impacto social y económico vinculado a los peligros naturales se ha convertido en los últimos años, en una de las líneas de investigación principales del análisis de riesgo. En efecto, el conocimiento de la peligrosidad ha experimentado un importante impulso durante estos últimos años en todo el mundo; pero no así la investigación en el campo de la vulnerabilidad. En España, por ejemplo, existen muy buenos estudios sobre peligrosidad climática pero escasean las aproximaciones sobre la vulnerabilidad relacionada con los episodios atmosféricos de rango extraordinario.

De los peligros naturales que afectan al territorio español, las inundaciones son las que han merecido un tratamiento más detallado en las normas territoriales y urbanísticas con objeto de reducir el riesgo. A la normativa para la reducción del riesgo natural de escala estatal hay que sumar la legislación ambiental y territorial de las Comunidades Autónomas que tienen competencias amplias en estas cuestiones y que en algunos casos han ido aprobando normas (y planes) que contemplan la reducción del riesgo mediante la ordenación territorial; y asimismo, los documentos (Estrategia Territorial Europea, 1999 y Agenda Territorial Europea 2007) y las normativas emanadas desde Europa (Directiva del Agua, 2000 y Directiva de gestión de espacios inundables, 60/2007) que, adaptadas en mayor o menor medida a la legislación estatal, son asimismo de obligada observancia en los procesos de planificación territorial. En la actualidad, cualquier plan o programa de actuación territorial que se apruebe en nuestro país debe incorporar un análisis de riesgos y su correspondiente cartografía. De manera que si no existe normativa autonómica derivada, debe cumplirse lo establecido en la Ley 9/2006, de evaluación ambiental de planes y programa y en el R.D. Legislativo 2/2008 del suelo, en esencia lo dispuesto en su artículos 12 y 15 (figura X.9).

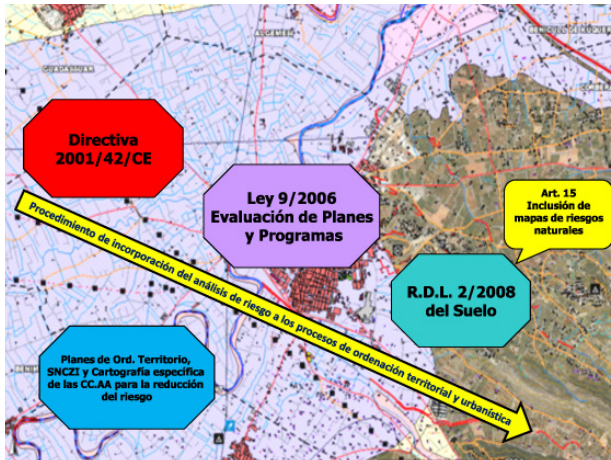


Figura X.9. Incorporación de los análisis de riesgo a la planificación territorial y urbanística. Fuente: *Elaboración propia.*

Algunas Comunidades Autónomas (escala regional) han desarrollado en los últimos años leyes y planes de ordenación territorial para la reducción de los riesgos (básicamente inundaciones) con lo que la elaboración de cartografías de riesgo y la aplicación de determinaciones específicas para la reducción de los riesgos es ya un procedimiento habitual en los procesos de planeamiento territorial y urbanístico.

Junto a la ordenación del territorio, la comunicación y educación para el riesgo es otra de las medidas “no estructurales” de reducción de los riesgos naturales. No obstante, estas iniciativas no han merecido apenas impulso en Europa y España cuando son las acciones más económicas y de efectos más evidentes en una sociedad para la mitigación del riesgo.

El territorio español es un espacio de riesgo por la variedad de peligros naturales que le afectan y por el alto grado de ocupación del suelo que existen en algunas de sus regiones (fachadas litorales del Cantábrico, Mediterráneo y Atlántico, Canarias y Baleares, Madrid). Inundaciones y sequías son los riesgos naturales más importantes en España por las repercusiones socio-económicas y territoriales que conllevan. El riesgo natural es en la actualidad uno de los problemas territoriales más importantes de nuestro país que además, se ha incre-

mentado en las tres últimas décadas debido al aumento de la vulnerabilidad y exposición. La ocupación de espacios inundables y la puesta en marcha de actividades económicas por encima de los recursos de agua existentes en algunos territorios están en el origen de esta condición. La aprobación de la Directiva Europea 60/2007 sobre gestión de territorios con riesgos de inundación, la puesta en marcha del Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables y la promulgación del Real Decreto Legislativo 2/2008, de texto refundido de la Ley del Suelo que por vez primera en España incluye un artículo donde se exige la elaboración de cartografías de riesgo natural (art. 15), la modificación de la Ley 10/2001 por Ley 11/2005, donde se incluye la exigencia de informe que las Confederaciones Hidrográficas deben emitir sobre los planes de ordenación territorial y urbanística y en el que se deben pronunciar sobre la existencia o no de recursos suficientes para satisfacer las nuevas demandas derivadas de aquéllos, entre otras normas de rango autonómico, crean un marco legal consistente para la reducción del riesgo natural en nuestro país. Ello exige, sin embargo, cooperación entre administraciones competentes en materia de ordenación del territorio y medio ambiente, tanto a nivel horizontal (en idéntica escala administrativa) como vertical (entre las diversas escalas de la administración del Estado).

Las dos próximas décadas del presente siglo van a resultar decisivas para la validación de los actuales modelos climáticos. Debemos ser conscientes de que los riesgos naturales van a ser protagonistas importantes en el futuro inmediato de las sociedades que habitan en la superficie terrestre. Desafortunadamente va a seguir siendo así. Lo importante es que nos esforcemos en reducir dicho protagonismo porque seamos capaces de mitigar racionalmente el riesgo. Y las regiones mediterráneas, que son ya territorios de riesgo, deben esforzarse en aplicar medidas que permitan adaptarse y reducir en el mayor grado posible los efectos de un clima futuro previsiblemente más extremo.

La normativa procedente de la Unión Europea (EU) aborda de forma integral la cuestión del cambio climático y de los extremos hidrológicos por la relación existente entre el calentamiento climático y el posible incremento de episodios de inundación y sequía en el territorio europeo. El planteamiento es correcto a la vista de los resultados de la modelización climática desarrollada en los últimos años y que se reco-

ge en diversos informes de escala europea (PESETA, ESPON-Climate) o internacional (IPCC).

No obstante, las propuestas de actuación que se proponen resultan incompletas para abordar procesos de tanta repercusión ambiental y socio-territorial. La adaptación al cambio climático requiere de programas de adecuación del territorio a sus efectos. Este apartado ha sido poco valorado por la UE en la puesta en marcha de actuaciones de reducción del cambio climático que han estado basadas, casi exclusivamente, en aspectos energéticos (incentivación de las energías limpias).

Además de esta estrategia, hay que subrayar las medidas (y mecanismos de desarrollo) que deberían ponerse en marcha para la mitigación de efectos de extremos hidrológicos (inundaciones y sequías), que se pueden resumir en:

1. Adopción de una estrategia de aplicación de la DMA sobre planificación de recursos hídricos en la UE que exija a los Estados Miembros a actualizar sus previsiones de recursos en relación con las reducciones que se puedan ir registrando en las aportaciones naturales debidas al cambio climático.
2. Adopción de una estrategia de aplicación de la Directiva 2007/60, con exigencia de desarrollo de medidas de ordenación del territorio para reducción del riesgo de inundaciones. Ello debe implicar medidas de regulación de usos del suelo en las legislaciones del suelo y ordenación del territorio de los países de la UE.
3. Adoptar una estrategia común de aplicación de la DMA en relación al riesgo de sequía que aborde este peligro de forma integral: delimitación de áreas de riesgo, planes de sequía (establecimiento de niveles de gasto máximo para diferentes escenarios pluviométricos); medidas de ordenación territorial (establecimientos de umbrales de capacidad de carga del territorio, apuesta por tipologías de vivienda menos consumidoras de agua, etc.) y de ahorro en espacios agrícolas (riesgos localizados) y urbanos (penalización de fugas en red; implantación obligatoria de ahorradores de agua en grifería e inodoros, etc.). Para el ámbito agrícola, la planificación con escala de demarcación hidrográfica es correcta. Para el ámbito urbano, la escala de “unidad territorial de gasto de agua” (espacio afectado por un mismo sistema de abastecimiento de agua o unas mismas fuentes de abaste-

- cimiento de agua) debería ser la que deba adoptarse para conseguir una mayor eficacia en la gestión del agua potable.
4. Iniciar la tramitación de una Directiva de reutilización de aguas depuradas que permita completar la acción desarrollada por la Directiva 91/271. Obligatoriedad de uso de agua regenerada, con tratamientos terciarios o superiores, en agricultura y espacios de ocio (campos de golf) y de instalación de sistemas dobles en las viviendas (agua limpia, agua regenerada).
 5. Creación de un Observatorio Europeo de Extremos Hidrológicos, no como mecanismo de alerta temprana únicamente sino como organismo que aborde actuaciones de reducción del riesgo de inundaciones y sequías de forma integral (alerta, prevención, mitigación y gestión de emergencias).
 6. Integración del cambio climático y de los riesgos climáticos en las políticas de ordenación del territorio y la planificación hidrológica. Diseño de medidas de adaptación en el marco del calentamiento global de manera integrada (agua y territorio).

Bibliografía

Ayala-Carcedo, F.J. (1996). “Reducción de los recursos hídricos en España por el posible Cambio Climático”, Tecnoambiente, 64, Madrid, pp. 43-48

Ayala-Carcedo, F.J. (2000). “Análisis de sostenibilidad y alternativas al Plan Hidrológico Nacional”, Tecnoambiente, 106, Madrid, pp. 21-28

Ayala-Carcedo, F. J. (2002). “El sofisma de la imprevisibilidad de las inundaciones y la responsabilidad social de los expertos. Un análisis del caso español y sus alternativas”, en Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, nº 33, Madrid, Asociación de Geógrafos Españoles, pp. 79-92

Ayala-Carcedo, F.J. (2003). “Impactos del cambio climático sobre los recursos hídricos en España y viabilidad física y ecológica del Plan Hidrológico Nacional 2001”, en P. ARROJO y L. DEL MORAL (Coords.) La Directiva Marco del Agua. Realidades y futuros, III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. Ponencias, Zaragoza, Institución Fernando el Católico, pp. 253-271

Ayala-Carcedo, F. J. y Olcina-Cantos, J. (coords.) (2002). *Riesgos Naturales*. Barcelona, Editorial Ariel. Col. Ciencia, 1.512 p.

Beck, U. (2002). *La sociedad del riego global*. Madrid, Edit. Siglo XXI. (Versión en inglés 1999).

Benito, G. (2005). "Impacto sobre los riesgos naturales de origen climático. A. Riesgos de crecidas fluviales", en Moreno Rodríguez, J.M. (Coord.) (2005), Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Proyecto ECCE. Informe final, Ministerio de Medio Ambiente, Universidad de Castilla La Mancha, pp. 527-548

Burton, I., Kates, R. and White, G. (1978, 1993). *The Environment as hazard*. New York, Oxford University Press.

Calvo García-Tornel, F. (2001). *Sociedades y Territorios en riesgo*. Barcelona, Ediciones del Serbal.

CEDEX. (1997). *Estudio sobre el impacto potencial del cambio climático en los recursos hídricos y las demandas de agua de riego en determinadas regiones de España*, Informe técnico para el Ministerio de Medio ambiente de España, Madrid.

CEDEX. (2010). *Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos en régimen natural*. Memoria. Encomienda de Gestión de la Dirección General del Agua (MARM) al CEDEX para el estudio del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua.

http://www.magrama.gob.es/es/cambio-climatico/publicaciones/publicaciones/Memoria_encomienda_CEDEx_tcm7-165767.pdf

Dauphiné, A. (2003). *Risques et catastrophes*. Observer, spatialiser, comprendre, gérer. Paris, Armand Colin.

Díez-Herrero, A., Laín-Huerta, L. y Llorente-Isidro, M. (2009). *A Handbook on Flood Hazard Mapping Methodologies*, IGME, Madrid, 190 pp.

Espejo-Marín, C. y Calvo, F. (2003) *Bibliografía sobre riesgos con origen en procesos naturales publicada en España (1975-2002)*, en Biblio 3W, Revista Bibliográfica de Geografía y Ciencias Sociales, vol. VIII, nº 455, Universidad de Barcelona, 42 p.

Easterling, D. R., G.A. Meehl, C., Parmesan, S.A., Changnon, T.R., Karl, and Mearns, L.O. (2000). *Climate Extremes: Observations, Modeling and Impacts*, Science, Vol. 289, 22 september 2000, pp. 2068-2074

Field, C.B., Barros, V., Stocker, T.F., Qin, D., Dokken, D.J., Ebi, K.L., Mastrandrea, M.D., Mach, K.J., Plattner, G.K., Allen, S.K., Tignor, M. and Midgley, P.M. (2012) (Eds.). *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation*. <http://www.ipcc-wg2.gov/SREX/>

Hilpert, K., Mannke, F and Schmidt-Thomé, P. (2007). *Towards climate change adaptation strategies in the Baltic Sea Region, GTK, Finland, Baltic Sea Region* (Interreg III B). Espoo, 55 p.

Iglesias, Estrela y Gallart, (2005). En Moreno, J.M. (Coord.) (2005). *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*. Proyecto ECCE. Informe final, Ministerio de Medio Ambiente, Universidad de Castilla La Mancha, pp. 303-353

INM y OECC. (2007). *Generación de escenarios regionalizados de cambio climático en España*. Primera Fase. 145 p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) (1990, 1995, 2001, 2007, 2013). *Assessment Reports, Special Reports, Methodology Reports*. United Nations Environment Programme. <http://www.ipcc.ch/ipccreports/assessments-reports.htm>

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. (2014). *Climate Change 2013 and Climate Change 2014* (3 vols.) Disponible en : <http://www.ipcc.ch/>

Judt, T. (2010). *Algo va mal*. Ed. Taurus, Madrid, 250 p.

Lamarre, D. (dir.) (2002). *Les risques climatiques*. Ed. Belin, París, 224 p.

MARM. (2008). ORDEN ARM/2656/2008 del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. BOE núm 229, de 22 sept 2008: 38472-38582

Martín Vide, J. (coord.) (2007). *Aspectos económicos del cambio climático*. Estudios Caixa de Cataluña nº 4. Barcelona, Caixa Cataluña, 83 pp.

Moreno, J.M., De la Rosa, D. y Zazo, C. (2005). *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*. Proyecto ECCE. Informe final, Ministerio de Medio Ambiente, Universidad de Castilla La Mancha. ISBN 84-8320-303-0

Olcina Cantos, J. (2009). *Hacia una ordenación sostenible de los territorios de riesgo en Europa. En Cohesión e inteligencia territorial. Dinámicas y procesos para una mejor planificación y toma de decisiones* (Farinós, J. Romero, J. y Salom. J. (eds.)) Publicaciones de la Universitat de Valencia, Valencia, pp. 153-182

Olcina Cantos, J. (2013). *Experiences in adapting to Climate Change and Climate Risk in Spain, in Climate Change Adaptation in practice: from strategy development to implementation*, Wiley-Blackwell, New Jersey, pp. 253-268

ONU. (2004). *Living with Risk: A Global Review of Disaster Reduction Initiatives*, Nairobi, ISDR.

Parry, M., Parry, C. and Livermore, M. (Eds). (2000). *Valoración de los efectos potenciales del Cambio Climático en Europa* (Informe ACACIA de la Comisión europea, Resumen y Conclusiones), Universidad de Castilla-La Mancha-Iberdrola, Toledo, 29 pp.

Regueiro, M. (ed.) (2008). *Guía Metodológica para la elaboración de cartografías de riesgos naturales en España*. Ministerio de Vivienda y Colegio Oficial de Geólogos, Madrid, 187 pp.

Ribas, A. y Sauri, D. (2006). “*De la geografía de los riesgos a las geografías de la vulnerabilidad*”, en Nogué, J. y Romero, J., eds. (2006). *Las otras Geografías*. Ed. Tirant Lo Blanch. Col. Crónica. Valencia, pp. 285-299

Schimidt-Thomé, P. (edit) (2005). *The spatial effects and management of natural and technological hazards in Europe*. Luxemburgo. ESPON, (thematic project 1.3.1.). Disponible en: www.espon.eu

VV.AA. (2006). *Cambios de ocupación del suelo en España. Implicaciones para la sostenibilidad*. Observatorio de la Sostenibilidad e España, Ministerio de Medio Ambiente. Alcalá de Henares, 485 p.

Documentación y bibliografía complementaria

Direcciones web de interés

www.ipcc.ch (disponible en V Informe de Cambio Climático on line)

AEMET (Agencia Española de Meteorología), 2009a. *Proyecciones regionalizadas de cambio climático generadas por el proyecto ENSEMBLES para un escenario de emisiones medio (A1B)*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. Disponible en: http://www.aemet.es/es/elclima/cambio_climat/proyecciones

AEMET, 2009b. *Generación de escenarios climáticos regionalizados para España*. Disponible en: http://www.aemet.es/documentos/es/elclima/cambio_climat/escenarios/Informe_Escenarios.pdf

Evaluación del Primer Ciclo de Planificación Hidrológica en España. Disponible en: <http://www.fnca.eu/component/content/article/38-observatorio-dma/483-informe-oppa-evaluador-del-primer-ciclo-de-planificacion>. Capítulo sobre “riesgos climáticos y cambio climático”.

Consorcio de Compensación de Seguros. Estadística de Riesgos Extraordinarios (1971-2013). Disponible en: http://www.consorseguros.es/web/c/document_library/get_file?uuid=548d4f59-b6c5-4odd-bo6b-98dbcefd-79of&groupId=10124

Informe Global Risk 2014. Disponible en: <http://www.weforum.org/reports/global-risks-2014-report>

Proyecto ESPON-Climate. Disponible en: http://www.espon.eu/main/Menu_Projects/Menu_AppliedResearch/climate.html

Otros recursos bibliográficos

Greiving, S., Fleischhauer, M. and Wanczura, S. (2007). *Planificación territorial para la gestión de riesgos en Europa*. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 45, Madrid, pp.49-78

Del Moral Ituarte, L. (2013). *Crisis del capitalismo global, desarrollo y medio ambiente*. Documents d'Anàlisi Geogràfica, vol. 59/1, pp 77-104

Del Moral, L. & Do O. A. (2014). *Water governance and scalar politics across multiple-boundary river basins: states, catchments and territorial powers in the Iberian Peninsula*. *Water International*, vol. 39, num. 3, pp. 333-347

Olcina, J., Hernández, M., Rico, A.M. y Martínez, E. (2010). *Increased risk of flooding on the coast of Alicante (Region of Valencia, Spain)*, *Natural Hazards*, vol. 10, nº 11, pp. 2229-2234

Olcina Cantos, J. (2009). *Cambio climático y riesgos climáticos en España*, *Investigaciones Geográficas*, 49. Universidad de Alicante, pp.197-220

Ollero, A., Ibisate, A. y Ormaetxea, O. (2000). *Las inundaciones en la vertiente cantábrica del País Vasco en los últimos veinte años: principales eventos, consecuencias territoriales y sistemas de prevención*. *Serie geográfica* 9: 177-186

Pérez Morales, A. (2012). *Estado actual de la cartografía de los riesgos de inundación y su aplicación en la ordenación del territorio. El caso de la Región de Murcia*. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 58 :57 -82

Perles-Roselló, M. J. y Merida, M. (2010). *Patrón territorial y conformación del riesgo en espacios periurbanos. El caso de la periferia este de la ciudad de Málaga*. *Revista Scripta Nova XIV*, (on line).

XI - Gobernanza del Agua, participación pública y gestión de conflictos

Alba Ballester Ciuró y Joan Subirats Humet
Universidad Autónoma de Barcelona-Instituto de Gobierno
y Políticas Públicas

Introducción

La gestión del agua es cada vez más un espacio de intervención, acción y reflexión plural y diversa. Se mezclan muchas expectativas, proyectos, disciplinas, instituciones, actores y enfoques divergentes. Unos siguen confiando en la capacidad de planificar de los expertos, mientras que otros recuerdan que la “expertise” o los conocimientos son también plurales, y que más que encontrar la respuesta “adecuada”, hace falta encontrar la mejor entre las que resulten socialmente y técnicamente viables. Al mismo tiempo, crece en todo el mundo la percepción de que es necesario recuperar la concepción del agua como bien común, como un recurso colectivo a cuidar y gobernar. Y es en este punto en el que las nuevas experiencias de participación ciudadana resultan prometedoras para algunos, mientras para otros son una complicación más a superar.

Crece los problemas y las tensiones en territorios sobrecargados de realidades y de perspectivas, mientras que casi con la misma intensidad, decrece la confianza de la gente en relación a las instituciones que tienen las competencias legales para intervenir en los mismos.

Muchas veces, tanta complejidad e incertidumbre, lleva a algunos a criticar a los que gobiernan por su falta de decisión y también a aquellos que parece que “lo complican todo” porqué piden más implicación social en asuntos que les afectan directamente.

En este escenario, la capacidad de planificar territorialmente y de decidir sobre la gestión del agua, de intervenir desde posiciones basadas estrictamente en la jerarquía o en la posición institucional de los poderes públicos o desde la hipotética superioridad de las capacidades o competencias técnicas, resultan insuficientes y acaban generando notables frustraciones y situaciones de bloqueo que no favorecen a nadie. Defenderemos pues aquí, visiones y perspectivas basadas en la aceptación de la complejidad económica, social y política, pautas de intervención centradas en la capacidad de generar visiones y proyectos compartidos, quizás no del todo “canónicas” técnicamente, pero quizás más viables socialmente. Hablamos de agua, de un recurso básico y común. Algo que nos atañe a todos.

1. Gobierno tradicional y crisis ambiental

Diversos autores afirman que las formas de gobierno tradicional han contribuido al deterioro ambiental (Klink, 2008; Vogler & Jordan, 2003; Folke et al., 2005). Los argumentos que sostienen dicha afirmación pueden agruparse en tres grandes categorías: 1) la que aglutina las limitaciones de un gobierno exclusivamente apoyado por supuestas certezas científicas y centrado en el desarrollo económico; 2) la segmentación de la política pública y descoordinación institucional; y 3) las provocadas por la “baja calidad democrática” de los gobiernos tradicionales. A continuación se desarrolla la casuística de cada una de estas categorías.

1.1. Certeza, mercado y privatización

Las formas de gobierno tradicionales se fundamentan en que la incertidumbre puede ser controlada o eliminada bajo el amparo de las certezas científicas, y que éstas proporcionan toda la información necesaria para tomar decisiones para el bien común (Funtowicz, 2007). Sin embargo, sobre esta base de capacidad y control se han justificado

actuaciones que han generado la sobreexplotación y el deterioro de importantes recursos naturales, y que han puesto en peligro la salud y bienestar de la sociedad.

En el caso del agua encontramos algunos buenos ejemplos de esto último. Uno de ellos es la construcción de defensas y embalses para la laminación de avenidas, que ha generado una sensación de falsa seguridad que a su vez ha fomentado la ocupación especulativa de las llanuras de inundación de los ríos, poniendo en riesgo las viviendas que allí se han construido (Ribas, 1996; Mairal, 1998). Otro sería la construcción de grandes obras hidráulicas y trasvases con la justificación de equilibrar el reparto del agua y asegurar su disponibilidad en épocas de sequía, que al generar una sensación ficticia de disponibilidad ilimitada han provocado un crecimiento descontrolado de las demandas (con la subsecuente sobreexplotación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos) que no han podido ser finalmente satisfechas (Olcina, 2008; Arrojo, 2008).

Además, la base científica en la que se han venido apoyando las formas de gobierno tradicional no goza de independencia para exponer sus certezas, sino que en muchas ocasiones se ha utilizado para legitimar demandas políticas, y en otras tantas para legitimar el interés de aquellos pocos que ostentan el poder como si fuera el interés general de la sociedad (Arrojo, 2010). El uso de argumentos y cálculos matemáticos para alimentar la “política de oferta” de agua a lo largo del S. XX y en parte también en la actualidad, sería un ejemplo. Se creó una opinión generalizada de que el aumento de regadío beneficiaría al conjunto de la sociedad, y que por tanto todas aquellas medidas necesarias para satisfacer dicho objetivo eran de interés general. Tras la decisión preestablecida del aumento de regadío, los estudios técnicos estimaban la demanda de agua y las infraestructuras necesarias para satisfacerla. Como resultado de esta política se construyeron grandes infraestructuras hidráulicas en nombre del interés general, que no tuvieron en cuenta el impacto ambiental que suponían, ni preveían la adopción de medidas de control y protección ambiental. Este contexto ignoró el funcionamiento natural de los ecosistemas acuáticos, forjó la percepción social del agua como bien exclusivamente económico y desvalorizó la importancia de los ríos en nuestra calidad de vida presente y futura, en nuestra felicidad o en nuestros sentimientos de pertenencia a un territorio.

Lo que sí se fomentó con esta política de oferta fueron intereses económicos en el uso y gestión del agua, que poco a poco, y en paralelo al creciente endeudamiento del Estado, fueron empujando a la gestión pública de los recursos naturales hacia su privatización (Castro, 2009; Ostrom, 1990). Lamentablemente en buena parte de las ocasiones la gestión privada se despreocupó de la preservación ambiental, la calidad del servicio o la educación ambiental (p.ej. alcanzar una mayor eficiencia en el uso del agua), interesándose en primer lugar por maximizar los beneficios (y por ende, el consumo de agua) lo que se ha convertido de hecho en un ingrediente fundamental de la crisis ambiental global que padecemos.

1.2. Segmentación de la política pública y descoordinación institucional

La segmentación de la política pública y la ausencia de mecanismos de coordinación y participación entre sus distintos ámbitos y niveles, no permite el debate interno dentro de la Administración, ni la existencia de una visión global y compartida de los problemas. No se establecen criterios comunes para su solución bajo un principio de sostenibilidad, sino que más bien se toman decisiones sin tener en cuenta las consecuencias de estas acciones en otros ámbitos de la política pública. De esta manera se explican, por ejemplo, los perjuicios ambientales de algunas decisiones tomadas, como la desviación o cubrimiento del curso de un río en el marco del desarrollo urbanístico, el secado total de un cauce para usos energéticos, o la ampliación de hectáreas de regadío en territorios con escasa disponibilidad de agua y sin relevo generacional en el sector.

1.3. Baja calidad democrática

La baja calidad democrática de las formas de gobierno tradicional se caracterizan por: 1) Una toma de decisiones autoritaria, en la que participan un número reducido de actores, con una ausencia de debate público y por imposición de arriba-abajo; 2) el desconocimiento o no justificación pública de las razones y argumentos que sustentan las decisiones tomadas, así como el difícil acceso a la información u ocultación de la misma; y 3) la ausencia de capacitación del público para su implicación en la toma de decisiones.

Esta forma de gobernar ha tenido una serie de consecuencias que han desfavorecido la protección ambiental:

En primer lugar, un gobierno con ausencia de debate público pierde legitimidad democrática y compromete la calidad de la decisión adoptada; no tiene en cuenta los valores, percepciones y opiniones del público general al que van dirigidas las políticas; impide a la ciudadanía identificar la decisión como propia y por tanto responsabilizarse de ella; y pervierte la idea de interés general, al quedar relegada la decisión al grupo reducido de actores que forman parte del proceso autoritario de toma de decisiones. En cuestiones ambientales una de las consecuencias que ha provocado la falta de participación ha sido la desafección de la sociedad respecto de aquello que es público, como son los bienes de libre acceso. En consecuencia, la conservación y preservación de estos bienes deja de ser una prioridad y una preocupación de la sociedad. Sin ir más lejos, los ríos se han estado utilizando como vertederos de escombros, residuos tóxicos, y aguas residuales.

En segundo lugar, dificultar el acceso a la información no permite a los interesados fundamentar sus opiniones, justificar sus propuestas, ni actuar con conocimiento de causa. El desconocimiento de razones y argumentos que sustentan las decisiones imposibilita un debate público sobre la definición de los problemas y la discusión sobre las distintas soluciones posibles. Si trasladamos este debate al ámbito de la gestión del agua observamos que, por ejemplo, no disponer de datos actualizados de la evolución del consumo de agua, nivel de salinización o niveles piezométricos, o información de las causas y consecuencias de dicha evolución, puede contribuir a la sobreexplotación y contaminación de un acuífero. Solamente con información detallada al respecto se puede tomar conciencia de la propia responsabilidad en los problemas y buscar colectivamente medidas para su solución.

En tercer lugar, la ausencia de programas de capacitación del público supone no dotar a la sociedad de recursos suficientes para poder intervenir en el proceso político, ni formarse para poder reaccionar ante situaciones de riesgo. En este sentido son escasos los programas de formación elaborados con el objetivo de comprender la dinámica fluvial y analizar las distintas alternativas posibles para hacer frente al riesgo de inundación, por ejemplo.

2. La sostenibilidad y las nuevas formas de gobierno

2.1. Gobernanza para la sostenibilidad

Los tiempos en los que el modelo tradicional de gobierno era eficaz han llegado a su fin. Hoy nos enfrentamos al reto de la gobernanza en un contexto de crisis político-institucional, económica, social y ecológica, con la que debemos convivir y ante la que es necesario reaccionar.

En este escenario cada vez resulta más difícil alcanzar un acuerdo científico-técnico en todas las cuestiones. También resulta más complicado imponer desde lo político estas soluciones a una sociedad cada vez más crítica, activa y diversa. Una sociedad que no comparte la definición ni cuantificación de los riesgos propuestos desde la política ni su propuesta de distribución (Del Moral, 2002), que ha perdido la confianza en los políticos y las instituciones (Nye, 1997), que tiene más conciencia ambiental, y que cada vez más está demandando tomar parte en las decisiones públicas. Aquella forma tradicional de gobernar se encuentra con serias dificultades para comprender la realidad, satisfacer las demandas sociales, y reaccionar de manera eficaz y ágil al nuevo escenario de crisis, globalización, aceleración, incertidumbre, riesgo y, en definitiva, complejidad en que vivimos (Subirats, 2006).

Esta situación nos obliga a virar hacia nuevas formas de gobierno que sean capaces de integrar todas las dimensiones de un mismo problema y dar una respuesta coherente. Se requiere una forma de gobernar capaz de establecer parámetros y pautas de actuación que permitan una gestión sostenible, entendiendo por sostenibilidad la búsqueda de un equilibrio entre todas las dimensiones que entran en juego ante cualquier decisión: la ambiental, la económica, la social y la político-institucional.

La *gobernanza* es una de las respuestas a esta crisis democrática y ambiental. Es una forma de expresar los límites del modelo tradicional de gobierno y plantear la búsqueda de nuevas formas de concebir y de ejercer la autoridad pública (UE, 2001). Esta búsqueda se basa en un gobierno en red, que incluye más actores en el proceso político, y que lleva implícita la integración de la complejidad y la mejora de la calidad democrática (Stocker, 1998; Blanco & Gomà, 2002; Goldsmith & Eggers, 2004).

2.2. Integración de la complejidad en las nuevas formas de gobierno

Nos encontramos ante una realidad compleja que no puede ser gestionada con modelos reduccionistas. Siguiendo a Morin (1990) gestionar la complejidad implica aspirar a un conocimiento multidimensional, que a su vez reconozca el principio de incompletud y de fenómenos inexplicables.

Ante esta complejidad, es imprescindible reconocer que el conocimiento sobre la realidad que nos rodea es incierto y continuamente variable. Los orígenes, las causas y las soluciones a los problemas, así como los efectos de las intervenciones públicas sobre estos problemas, son difícilmente abordables desde certezas cognitivas inequívocas.

El conocimiento y la información se encuentran dispersos en la sociedad, sin que ningún actor pueda llegar a poseer su monopolio absoluto. El problema del conocimiento, en definitiva, es insalvable por parte de un grupo reducido de actores (Kooiman, 1993). En este sentido es necesario un gobierno que acepte la incertidumbre inherente a cualquier decisión, que sea inclusivo, y que abra la política de aguas a un abanico de actores más amplio y diverso, con el que se establezca un intercambio de conocimiento. Refiriéndonos a nuestras confederaciones hidrográficas, esto supondría por ejemplo incorporar a los consejos de cuenca un mayor peso de los grupos ecologistas o de los usuarios recreativos de los ríos.

Por otro lado, la gestión de la complejidad implica una coordinación vertical de los distintos niveles de gobierno (desde el municipal al europeo, por ejemplo), así como una coordinación horizontal entre las distintas administraciones sectoriales. Esta coordinación permitiría dar una respuesta integrada a los problemas que se planteen, frente a la segmentación implícita en la estructura y organización establecidas tradicionalmente. El caso de la gestión del agua es paradigmático en este sentido. Los ríos no entienden de delimitaciones políticas, administrativas y legales, sin embargo existe una gran compartimentación de responsabilidades en su gestión: Por un lado intervienen distintos niveles de gobierno: internacional, nacional y subnacional (figura XI.1). Por otro lado, no existe una responsabilidad exclusiva de la administración hídrica en la gestión del agua, sino que en la toma de

decisiones y su ejecución intervienen distintas Autoridades públicas competentes: agricultura, ordenación del territorio o industria. En consecuencia, si tal y como establece la Directiva marco del agua (DMA) la sostenibilidad de los ecosistemas acuáticos pasa por una gestión integrada de las cuencas hidrográficas, esta gestión integrada pasa por la coordinación (vertical y horizontal) de todas las Autoridades competentes en una misma cuenca hidrográfica.

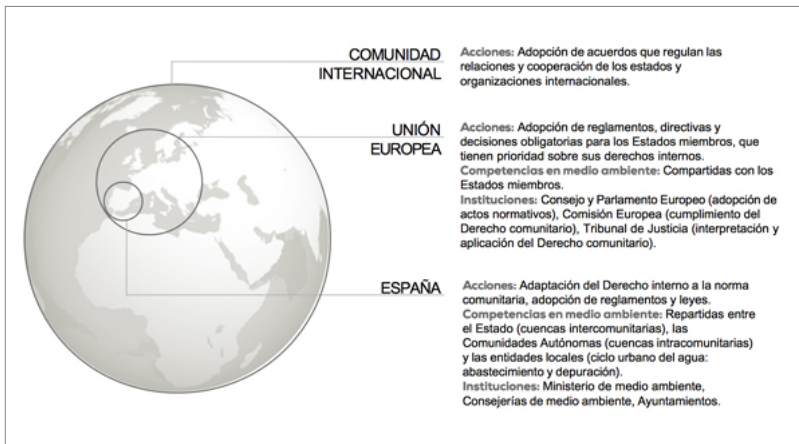


Figura XI.1. Marco institucional de la gestión del agua en España.
Fuente: Elaboración propia.

2.3. Mejora de la calidad democrática

Frente a las formas tradicionales de un gobierno vertical, autoritario, unidireccional y sancionador, la *gobernanza* se caracteriza por un sistema de gobierno que incorpora al proceso político nuevos instrumentos y actores, y donde las fronteras entre el sector privado y el público, nacional e internacional, son más borrosas (Stocker, 1998; Volger, 2003).

La inclusión de nuevos actores posibilita una legitimación democrática a través del diálogo. La legitimidad se gana en cada acción de gobierno y con decisiones compartidas, y no se reduce a la votación en elecciones, ni es patrimonio de un grupo reducido de poder. El gobierno deja de ser un actor omnipotente, inmune a los intereses particulares, dotado de una

legitimidad indiscutible, y pasa a ser más participativo y a apoyarse en otros actores para formular diagnósticos más ajustados a la realidad. Además de conferir a las decisiones públicas una mayor legitimidad, se permite así un mayor control ciudadano de las políticas y las normas, se consigue mayor eficiencia en la implementación de las políticas que se generan, y se contribuye a la reducción de conflictos, al poder intervenir de forma temprana en la formulación del diagnóstico y medidas de solución.

En definitiva, la inclusión de nuevos actores se relaciona con una manera de gobernar que trate a la gente como personas inteligentes e implicadas y que, por lo tanto, distribuya poder y responsabilidad (Subirats, 2006). Esta implicación del público en la gestión del agua permitirá cambiar modelos sociales (valores, percepciones y opiniones) instaurados en los últimos años, contribuyendo así a la solución de los problemas ambientales (La Calle, 2008).

Otra de las condiciones para gobernar con una mayor calidad democrática, y que es especialmente necesaria para alcanzar una política de aguas sostenible, es la información, capacitación y sensibilización del público, lo que supondría: Difundir y facilitar el acceso a la información hidrológica y ambiental actualizada; favorecer una mayor comprensión sobre el funcionamiento del marco institucional de la gestión del agua, de la dinámica de los ecosistemas acuáticos y de la evolución de su estado; y fomentar la generación de nuevos conocimientos compartidos. Todo ello permitiría una mayor responsabilidad social y capacidad de adaptación ante futuros problemas.

3. Participación pública para la gobernanza del agua

La etimología de “participar” significa “tomar parte”. En el ámbito de lo público la participación se puede entender como un proceso en el que la sociedad se implica en las decisiones públicas. Puede hacerlo de forma institucionalizada o no, y en los distintos grados posibles (p.ej. información, consulta, involucración, colaboración, decisión¹). Como se ha argumentado anteriormente, las nuevas formas de gobierno plantean una intensi-

1. Los grados citados resultan de la revisión de la escalera de la participación de Arnstein (1969) y sus posteriores adaptaciones y modificaciones, por ejemplo la rueda de la participación del South Lanarkshire Council (URL: <http://www.mercury.org.au/governance.html>), y de la propuesta de la International Association for Public Participation (2000) <http://www.iap2.org/>.

ficación y constancia de la participación de la sociedad en las decisiones sobre lo público como una necesidad, un deber, y una oportunidad para mejorar la funcionalidad y legitimidad de las decisiones tomadas.

En los últimos años ha habido una notable proliferación de procesos de participación en los distintos ámbitos de la política ambiental, especialmente en la política de aguas. El análisis de estos procesos nos muestra que todavía no se ha alcanzado todo su potencial, y que muchas de las oportunidades mencionadas no han sido aprovechadas. Esta circunstancia nos lleva a preguntarnos sobre cuáles son los criterios que favorecen un proceso de participación de calidad, y posteriormente presentar las dificultades y los grandes retos que, desde la experiencia reciente en España, tiene la participación a la hora de alcanzar los objetivos de sostenibilidad en la gestión hídrica. Finalmente, atendiendo a la complejidad que caracteriza la gestión hídrica y los conflictos asociados, es de interés reflexionar acerca de la importancia de la participación en la gestión de conflictos en la gestión del agua, las características generales de estos conflictos, y algunas recomendaciones para su gestión.

3.1. Criterios de calidad de la participación pública

Teniendo en cuenta las obligaciones de participación expresadas en el análisis del enfoque institucional y legal vigente del capítulo II de esta publicación, y los ya expuestos principios que deben regir la gobernanza, se identifican en la figura XI.2 los criterios básicos de calidad de la participación pública.

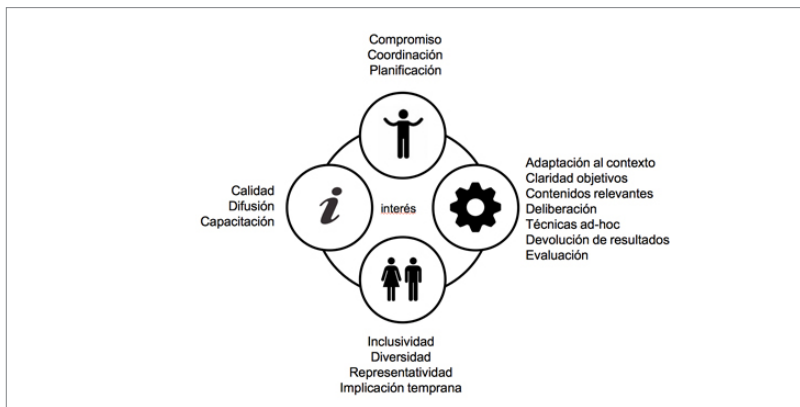


Figura XI.2. Criterios de calidad de la participación pública. Fuente: *Elaboración propia*.

3.1.1 Promotores

- *Existencia de un compromiso del promotor de la participación* que respalde y legitime la participación (p.ej. en el caso de que sea la Administración pública la promotora del proceso, asegurar la dotación de recursos y la inclusión real de la participación en la agenda política), garantizando así que los resultados se consideren a la hora de tomar decisiones, y consiguiendo aumentar la credibilidad del proceso de participación e incentivar la implicación del público interesado.
- *Creación de mecanismos de coordinación* efectivos y específicos para el proceso de participación del que se trate, tanto entre las distintas autoridades públicas que intervienen en la toma de decisiones, como entre los distintos departamentos de una misma administración. Disponer de estos mecanismos mejora los resultados y disminuye la incertidumbre respecto a la ulterior toma de decisiones. También es necesario coordinar los distintos procesos de participación existentes en un mismo ámbito temático, permitiendo una optimización de recursos humanos y materiales, y evitando la saturación de los participantes que habitualmente son convocados a todos y cada uno de los procesos.
- *Planificación de la participación* desde el inicio, y también sobre todas las fases del proceso participativo. El establecimiento de objetivos, contenidos, procedimientos, resultados esperables y calendario facilita la implicación de un número mayor de público.

3.1.2 Público

- *Inclusión de partes interesadas, público en general, y representación de todos los sectores*, para conseguir una toma de decisiones colectiva que goce de mayor calidad democrática. Garantizar que todos los intereses son respetados e incluidos en el debate contribuye a un aumento de la legitimidad de los procesos. Por otro lado, se debe hacer especial esfuerzo en la integración de grupos habitualmente no representados (p.ej. mujeres, niños, inmigrantes).
- *Implicación temprana del público*, antes de tomarse decisiones importantes, y de manera constante en la elaboración, aprobación, aplicación, seguimiento y evaluación de una política pública. Para que esta participación permita un debate en profundidad es aconsejable hacer una estimación previa del tiempo necesario para realizarlo, así como

ser flexible a la hora de modificar el esquema inicial del proceso para adaptarlo a las necesidades que vayan surgiendo. Por otro lado, la previsión y establecimiento del calendario de participación permite mejorar la disponibilidad y la asistencia del público en el proceso.

3.1.3 Información

- *Disposición de información* de calidad, rigurosa, actualizada, trazable, entregada con tiempo suficiente, divulgativa y adaptada a los distintos tipos de público. La información permite a los interesados fundamentar su opinión y justificar sus propuestas, conseguir una mayor efectividad en los procesos, y contribuir a una mayor transparencia.
- *Creación de canales de difusión* adecuados para que la información llegue a tiempo y en iguales condiciones al mayor número de público posible, para fomentar un debate equitativo (p.ej. incorporación de las redes sociales existentes en los sistemas de difusión, e incluso la creación de espacios 2.0 y redes de información telemática).
- *Establecimiento de espacios específicos de capacitación* que contribuyan a dotar de contenidos los debates posteriores (p.e. conocer los derechos y obligaciones de las distintas partes implicadas en una política pública). A pesar de que los procesos de participación son en sí mismos educativos y capacitadores, los programas de capacitación permiten obtener unos resultados más efectivos que contribuyen a la consecución de los objetivos para los que se desarrolla el proceso de participación.

3.1.4 Metodología

- *Consideración y adaptación al contexto* (p.ej. organización social, conflictos, costumbres, formas de gobierno, sectores de población, intereses, y todo ello en un determinado momento) en el que se desarrolla la participación pública para conseguir mayor eficacia y mejores resultados. La adaptación puede percibirse como una muestra de respeto y valoración hacia los participantes, contribuyendo a crear un sentimiento de identidad y confianza respecto del proceso, y a una mayor implicación de los participantes en el mismo.
- *Claridad de los objetivos y gestión de expectativas* a partir del establecimiento de los límites del proceso.

- *Inclusión y discusión de los contenidos relevantes* en la toma de decisiones, hecho que dota de relevancia al proceso.
- *Deliberación en el diagnóstico, la propuesta de medidas y seguimiento* de su implantación. Realizar un diagnóstico participado permite una definición compartida de los problemas, que redundará en una mejor propuesta de medidas. Por otro lado, permitir hacer propuestas amplía los derechos de los ciudadanos, motiva la participación de las partes interesadas y contribuye a una mayor legitimidad de los resultados del proceso o espacio participativo; de la misma manera, incluir espacios de deliberación en el seguimiento facilita la identificación de dificultades en la implantación de las medidas y permite redefinirlas para alcanzar los objetivos previstos.
- *Uso de técnicas apropiadas para la moderación de debates*, que fomenten la implicación de los participantes de forma equitativa y la definición compartida de problemas y medidas de solución. Es importante que estas técnicas vayan acompañadas por una facilitación a cargo de equipos especializados. De cara a mejorar la imparcialidad en los debates que se produzcan, estos equipos deberían ser externos a las partes implicadas en el proceso y a las autoridades promotoras.
- *Realimentación de los resultados* de la participación, explicando al público cómo se ha tenido en cuenta su opinión (p.ej. elaborar un documento o una conferencia pública en la que se identifique y justifique la inclusión o exclusión de propuestas). Contribuye a incrementar la confianza en el proceso y a una mayor legitimidad del mismo.
- *Fomento de la cultura participativa* teniendo en cuenta que el éxito de la participación implica que ésta tenga un efecto relevante, no sólo en las decisiones tomadas, sino también en la cultura participativa de los participantes y sus interrelaciones. Algunos ejemplos serían: Fomento e impulso de la creación de redes sociales a través del proceso de participación; establecimiento de nodos permanentes de recepción y distribución de información a los interesados; obtención de formulaciones conjuntas partiendo de posiciones extremas; y establecimiento mediante acuerdo de protocolos de actuación que se deberán llevar a cabo en determinadas situaciones (p.ej. ante riesgo de sequía o inundación).
- *Previsión de sistemas de evaluación* previos, simultáneos y posteriores a los procesos. Éstos permiten mejorar y enriquecer las dinámicas

participativas y sus resultados. La evaluación se puede realizar por los participantes en el proceso, por los promotores, y/o por agentes externos al proceso, mediante cuestionarios, informes, sesiones de evaluación u otros medios.

3.2. Participación pública en el ciclo de planificación hidrológica en España

A raíz de la aprobación de la DMA y su adaptación al Derecho interno español, se han desarrollado numerosos procesos de participación en el primer ciclo de planificación hidrológica de todas las cuencas hidrográficas españolas, en su mayoría entre los años 2006 y 2010. Es una experiencia ilustrativa de dinámicas más participativas desde las instituciones, que permite identificar aciertos y problemas que se han producido en su desarrollo, así como los retos pendientes para futuras experiencias.

3.2.1 Panorámica de la participación pública en el primer ciclo de planificación

A modo de introducción el cuadro XI.1 presenta una panorámica general del caso. Se incluye información sobre los ámbitos de participación, las reuniones realizadas, los participantes², las alegaciones³ presentadas y el índice de transparencia⁴ sobre información hidrológica en cada demarcación.

2. La calidad de los datos que se presentan en relación a número de participantes es distinta en función de la información publicada por cada Confederación o Agencia del Agua, pudiéndose diferenciar tres grados de calidad: Baja (roja: no hay datos concretos ni actas en las que obtener información), media (verde: faltan datos y alguna acta pero se puede obtener buena parte de información), alta (azul: existen datos concretos y actas donde contrastarlos).

3. Téngase en cuenta que se recoge el número de personas o instituciones que han presentado alegaciones y no el número de alegaciones, en tanto que no siempre se identifica o está accesible para ser contrastado.

4. Porcentajes de transparencia de información hidrológica en los años 2011 y 2013 (no existe información sobre la fase previa a la implantación de la DMA). En la página web <http://goo.gl/eCpGp1> se pueden revisar los indicadores que se han tenido en cuenta para la evaluación de la transparencia.

Demarcación	Sup. (km²)	ámbitos	reuniones	participantes	alegaciones	IP (11/13) %
Baleares	P 4968	5	19	546	101	36 33
Canarias		no existe información suficiente para poder ofrecer datos de interés				
Cantábrico (or y occ)	M 24790	7	132	2979		63 45
Cataluña (c.internas)	M 16600	12	290	2300	144	66 81
Ceuta	P 20	1	13	59	5	
Duero	G 78859	1	12	215	181	57 62
Ebro	G 84415	27	135	2758	954	80 67
Galicia costa	M 12988	3	11	145	53	43 43
Guadalete Barbate	P 5969	1	11	341	44	73 71
Guadalquivir	G 57527	5	18	896	431	60 58
Guadiana	G 67147	3	25	256	125	48 53
Júcar	G 42851	3	32	1134	277	78 81
Mediterránea	M 17952	3	22	1073	105	73 71
Melilla	P 24	1	13	49	6	
Miño Sil	M 17619	2	29	814	76	62 58
Segura	M 20234	6	34	642	291	67 66
Tajo	G 55781	3	25	471	12208	68 63
Tinto Odiel Piedras	P 4729	1	11	235	50	73 71

Cuadro XI.1: Datos generales de la participación pública en el primer ciclo de planificación hidrológica en España. Fuente: *Elaboración propia con datos procedentes de los documentos públicos de cada demarcación hidrográfica.*

La superficie total de cada demarcación, a partir de la que se diferencian tres tamaños de cuenca (P: pequeña; M: mediana y G: grande), y los ámbitos de participación nos dan una idea aproximada del grado de territorialización de la participación. El mayor esfuerzo de territorialización se ha hecho en Baleares (P), Cuencas Internas de Cataluña y Cantábrico (M), y Ebro (G). En términos generales esta territorialización vemos que tiene una relación directa con el número de reuniones y de participantes, siendo mayor el número en las cuencas mencionadas, y menor en las que tienen menos ámbitos de participación, como es el caso del Duero.

Los datos sobre alegaciones deberían estar desagregados para las distintas consultas (documentos iniciales, esquema de temas importantes, y proyecto de plan hidrológico de cuenca). En la mayoría de los casos se ha encontrado la información desagregada a excepción de Cataluña que presenta la información agregada, en Baleares, Ceuta, Melilla y Galicia donde solamente se encuentra información respecto a las alegaciones recibidas al proyecto de plan hidrológico de cuenca (PHC), y el caso del Cantábrico sobre el que no se ha encontrado información. Por otro lado sorprende la cantidad de alegaciones recibidas en el caso del Tajo en comparación con el resto de demarcaciones. Posiblemente se deba a una mayor capacidad de organización social y a la alta contestación y rechazo social hacia el contenido del la planificación hidrológica; de hecho las cuencas que han recibido mayor número de alegaciones son las que albergan mayor conflicto social, y en cambio no se puede establecer una relación directa entre las alegaciones recibidas y los ámbitos de participación, las reuniones y los participantes.

En los datos relativos al índice de transparencia lo más llamativo es que, a excepción de Cataluña, los indicadores de transparencia no coinciden con las demarcaciones en las que mayor esfuerzo de territorialización se ha hecho. Vemos por ejemplo que Baleares tiene el valor de transparencia menor, y que hay un descenso de transparencia significativo en los casos del Ebro y Cantábrico, cuando el resto han tendido a mantenerse o aumentar. Finalmente no se puede establecer una relación directa entre las alegaciones recibidas y el índice de transparencia.

3.2.2 Aprendizajes, dificultades y retos

Un análisis más cualitativo de la participación hidrológica en España nos revela en primer lugar que se ha ganado en difusión y calidad e la información. Consecuentemente, directa o indirectamente se ha contribuido a una mayor oportunidad de aprendizaje social, reforzada por la participación presencial organizada por las distintas administraciones promotoras, que no tiene precedentes en España. Esta participación también ha permitido la creación de sinergias entre partes interesadas, contribuido a la creación de nuevas redes sociales⁵, e incluso permitido un primer contacto entre sectores históricamente enfrentados.

5. Algunos ejemplos son Cuenca Azul o la Asociación de Usuarios Recreativos del Agua en la Cuenca del Ebro.

Sin embargo deben identificarse diversos problemas en el desarrollo de los procesos de participación en el marco de la planificación hidrológica, que pueden agruparse en varias insuficiencias:

- *Déficit de credibilidad*: El pozo de desconfianza social frente a lo político, construido en las últimas décadas, ha marcado la forma en la que la sociedad ha reaccionado frente a las propuestas de participación pública en la planificación hidrológica. Las características de la participación llevada a cabo en muchas de las demarcaciones hidrográficas no han ayudado a reconstruir esa confianza, sino que han dado motivos para el escepticismo e incredulidad respecto a los procesos participativos y sus resultados. La incredulidad con la que muchos actores han afrontado los procesos se ha sustentado en la ausencia generalizada de compromiso político y de autoridades públicas con capacidad de decisión sobre el objeto de los mismos. Otro de los factores que ha contribuido al descrédito de los procesos ha sido la ausencia de contenidos clave de la planificación en los debates realizados, limitándose estos últimos a cuestiones de poco calado en la planificación hidrológica. Finalmente, tampoco ha contribuido a reforzar la credibilidad de los procesos el hecho de que los actores tradicionales del sector agrícola, industrial o energético, hayan dispuesto en muchos casos de vías paralelas de negociación con la Administración.
- *Carencia de compromiso político*, que además de contribuir a la falta de credibilidad, también ha provocado que los instrumentos de coordinación entre diferentes autoridades públicas hayan sido inoperantes. Como resultado, ha habido una indefinición y falta de asunción de responsabilidades por parte de esas administraciones.
- *Falta de claridad*: Ha faltado información sobre los objetivos y procedimientos del proceso participativo y sobre sus resultados. En relación a estos últimos, son pocos los ejemplos en los que se ha explicado claramente de qué manera se tendrían en cuenta los resultados de la participación, o cómo se integrarían los resultados de los procesos realizados a distintas escalas (de cuenca, de subcuenca, municipal...) en una misma demarcación hidrográfica. Al no promoverse una coordinación entre los distintos procesos realizados en una misma cuenca, se ha perdido la oportunidad de trabajar con una visión in-

tegrada de la misma, y se ha fomentado la desconfianza de los participantes acerca de cómo se tienen en cuenta sus aportaciones.

- *Falta de representatividad*: No se ha conseguido una diversidad ni representatividad de actores suficiente, en parte por los motivos de falta de credibilidad expuestos, pero principalmente porque los ámbitos de participación han sido demasiado extensos para conseguir una representación de todos los actores sociales. Tampoco se ha facilitado la asistencia o la participación activa de los interesados tomando medidas como realizar reuniones en horarios más asumibles para los participantes, o dotarles de recursos para asistir o poder hacer estudios que enriquezcan los debates.
- *Insuficiencia de recursos*: Ha sido determinante en la definición de la escala territorial en la que se ha realizado la participación dentro de cada demarcación hidrográfica, hecho que a su vez ha tenido una consecuencia directa en la calidad de los procesos. Es interesante mencionar que en los procesos que se han llevado a cabo a una escala territorial más pequeña la participación ha sido más satisfactoria; la proximidad de los temas que se debaten y de los problemas concretos que afectan al territorio en cuestión hacen que los actores encuentren una mayor utilidad a su participación, lo que resulta en una mayor implicación de los mismos.
- *Déficit de capacitación técnica* de algunos de los participantes para enfrentarse a la gran cantidad y a la complejidad de la información manejada en los procesos, que no ha sido debidamente contrarrestado con la necesaria elaboración de materiales divulgativos o la realización de talleres formativos adaptados a ese público.
- *Carencia de sinergias* con otros procesos de participación, desaprovechándose una oportunidad para extender los avances en la gobernanza del agua a otras políticas sectoriales.
- *Escasa experiencia* en la organización e implantación de este tipo de procesos que ha conllevado errores y desaciertos en su diseño, pero también limitaciones en su desarrollo. En muchos casos los procesos de participación no han contado con equipos externos de facilitación, sino que han sido desarrollados por el personal de las administraciones, en ocasiones muy voluntarioso pero sin capacitación ni experiencia al respecto. También se ha percibido una falta de experiencia del propio público participante en dinámicas de este

tipo, necesitándose un tiempo de adaptación y formación para las partes interesadas del que no se ha dispuesto. Sin embargo sí se ha percibido una mejora a lo largo de los años a medida que se ha ido ganando experiencia.

En base a las experiencias desarrolladas hasta el momento, además de intentar satisfacer las carencias mencionadas, pueden destacarse dos retos principales para la participación pública en el marco de la planificación hidrológica en España: Por un lado, y dado que las medidas tomadas para la integración e inclusión de políticas, actores y territorios no han sido eficaces, es necesario repensar el funcionamiento y organización de las administraciones con competencias en la gestión del agua para conseguir los objetivos de sostenibilidad deseados. Por otro lado, no debemos reducir la gobernanza del agua a un proceso aislado de participación pública para la elaboración de los planes hidrológicos de cuenca del primer ciclo de planificación, sino que es necesario establecer un diálogo constante e indefinido, que permita un debate en profundidad y el paulatino acercamiento entre posiciones enfrentadas, así como un seguimiento e implantación participada de las decisiones tomadas.

3.3 Participación pública en la gestión de conflictos hídricos

El agua es un patrimonio con muy diversas funciones, usos y valores asociados, del que dependen la vida y las actividades económicas, y por tanto en su gestión hay muy diversos intereses. La colisión entre esos intereses ha generado graves conflictos sociales tanto histórica como recientemente, y es previsible que siga siendo así en un futuro.

Hay varios motivos por los que la gestión de conflictos en la gestión hídrica puede afrontarse desde el punto de vista de la participación pública. En primer lugar, como hemos argumentado a lo largo del texto, una mayor implicación del público en la toma de decisiones sobre política de aguas es indispensable en un contexto de gobernanza del agua. En segundo lugar, teniendo en cuenta el actual marco legal en materia de aguas, el estado de deterioro de los ecosistemas acuáticos y todos los intereses en juego, la gestión del agua se convierte automáticamente en un terreno conflictivo. En tercer lugar, las nuevas formas de gobierno aceptan, reconocen y perciben el conflicto como una oportunidad

para mejorar en la dirección de los objetivos de sostenibilidad, y alcanzar decisiones más robustas, que integran una mayor diversidad de miradas. En consecuencia, la gestión de conflictos en un contexto de gobernanza requerirá que, en los procesos y espacios de participación, se establezcan herramientas de gestión que permitan prevenir y resolver los conflictos de aguas.

Determinar las herramientas y estrategias para la resolución de conflictos pasa por comprender las causas del conflicto, es decir: ¿qué es lo que en realidad están demandando las partes en conflicto? y, en consecuencia, ¿qué valores subyacen en esas demandas? Bajo este enfoque, a continuación se presenta una caracterización de los conflictos de aguas y algunas recomendaciones generales para su gestión.

3.3.1 Caracterización y clasificación de los conflictos de aguas

A pesar de que cada conflicto tenga sus particularidades y deba ser analizado en su contexto, se pueden identificar una serie de características comunes que pueden ayudar a situarlos y comprenderlos:

- El agua como bien común sitúa el conflicto en el ámbito de lo público, con una intervención de autoridades públicas, y habitualmente de grupos de personas a través de acciones públicas colectivas. Las disputas clásicas se han dado entre ecologistas y sectores económicos, entre usuarios urbanos y rurales, entre la parte alta y baja de una cuenca, entre alguno de estos sectores y la Administración, o dentro de la propia Administración entre autoridades con competencias concurrentes en la política de aguas (Delli, 2009).
- La complejidad intrínseca a estos conflictos conlleva incertidumbre a la hora de prever las consecuencias de las medidas propuestas, más cuando la falta de información o la manipulación de la misma es habitual.
- Es común que el objeto de discusión se politice y se utilice con fines electorales.
- Los conflictos hídricos suelen eclosionar en torno a una situación de competencia por el recurso, tanto en cantidad como en calidad, o de riesgo natural ligado a inundaciones o sequías.

Partiendo de esta base común se puede establecer una tipología general de conflictos hídricos. Aunque la complejidad de los mismos provoca que un mismo conflicto se relacione habitualmente con varias de

estas tipologías, la clasificación puede ser útil para enfocar la gestión del conflicto a aquellos aspectos más prioritarios para su resolución.

- a) El elemento clave del conflicto está relacionado con la accesibilidad y calidad de la información. Se pueden dar distintas situaciones: De un lado la falta de información, ya sea por su inexistencia como por la ausencia de difusión de la misma; de otro lado la desinformación, ya sea por la poca calidad de la información disponible como por una transmisión poco clara, así como por la confusión sobre los datos existentes o un desacuerdo en sus distintas interpretaciones.
- b) El aspecto más relevante del conflicto reside en cómo se toman las decisiones y en consecuencia en las relaciones que se establecen entre los distintos actores implicados en el conflicto. Sería el caso de una toma de decisiones autoritaria, tecnocrática, sin inclusión de mecanismos de participación del público, y sin tiempo suficiente; de un desequilibrio en la implicación de las partes interesadas en la toma de decisiones; de la voluntad de una de las partes en imponer su posición; del surgimiento de comportamientos violentos entre parte de los implicados; o de la falta de asunción de responsabilidades públicamente por parte de la autoridad competente.
- c) Confrontaciones cuyo aspecto central es la diferencia entre los sistemas de creencias y las distintas percepciones en relación al medio ambiente y cómo se debe preservar o gestionar. Podríamos ver por ejemplo posiciones de conservación y conservación ambiental sustentadas en la dimensión cultural, simbólica, espiritual y afectiva del agua, en la que entran en juego significados e intereses no cuantificables, como el sentimiento de identidad con un territorio o las distintas miradas inherentes a las experiencias e historia de vida de cada persona, frente a posiciones en las que prima el valor de mercado del agua, sustentado en intereses políticos y económicos. Un ejemplo serían los recurrentes desacuerdos en la definición de interés general, que llevan implícita una diferencia de percepciones en la definición del problema y las soluciones.
- d) Conflictos en los que la diversidad de intereses en juego son el eje central del conflicto. En este caso podemos encontrar valores similares con intereses confrontados. Sería el caso de conflictos en los que existen intereses económicos entre las partes, así como los conflictos en los que intervienen intereses territoriales y políticos.

3.3.2 Aspectos metodológicos para la gestión de conflictos de aguas

Entre los distintos enfoques de gestión de conflictos, la *resolución alternativa de conflictos* se ha consolidado en los últimos años como una opción efectiva, previa a la vía judicial (Grover, et. al, 1996). Bajo este paraguas, la mediación se está convirtiendo en una de las principales herramientas de gestión de conflictos ambientales, tanto en su prevención como en su solución (Carbonell, 2011). La mediación se concibe como una oportunidad para alcanzar soluciones de forma más eficiente y sólida que los mecanismos convencionales de resolución de conflictos, y consiste en la intervención en un conflicto de una tercera parte neutral que ayuda a gestionar la disputa que hay entre las partes. A pesar de que no exista un modelo único para llevarla a cabo es posible identificar algunas condiciones básicas para su buen desarrollo:

- Para que la estrategia sea efectiva se requiere la participación de todos los implicados en el conflicto en espacios compartidos de diálogo. Se debe propiciar y dar la oportunidad de comprender las necesidades del otro y buscar alternativas compartidas en las que todos los implicados se sientan satisfechos (Lewis, 1996).
- Debido a la naturaleza cambiante y compleja de los conflictos, es importante ser flexible y adaptable a los ritmos en los que se desarrolla para llegar a resolverlo. Por ejemplo, muchas veces el tiempo que requiere la resolución de conflictos es mayor que el tiempo que se planifica dedicar a su mediación, en muchos casos por una cuestión de plazos administrativos (Carbonell, 2011), circunstancia que requiere ser modificada.
- En apariencia es frecuente que el conflicto gire en torno a una propuesta de actuación, pero hay que tener en cuenta que a menudo no hay un acuerdo sobre el diagnóstico. Esto hace que sea difícil acercar posiciones en las soluciones, ya que el punto de partida es diferente. Es importante incluir un espacio de debate sobre el diagnóstico para ganar operatividad y eficacia en la propuesta de soluciones.
- Los criterios de calidad de la participación pública identificados anteriormente, son también válidos y pueden adaptarse a los momentos específicos de mediación. Los principales criterios a tener en cuenta son: Garantizar la objetividad e imparcialidad en las decisiones, tener interlocutores válidos (es decir, con responsabilidad en la toma de decisiones),

la transparencia de la información, la confianza mutua, la gestión de expectativas a través del establecimiento de los límites de la mediación, la presencia de mediadores profesionales y experimentados.

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

- *Preparación:* En la fase de preparación se realiza un análisis de los actores que forman parte del conflicto y un análisis del conflicto que consiste en: a) quiénes son las partes, sus necesidades, cómo se organizan y qué relaciones tienen, y quiénes son sus representantes legítimos b) qué capacidad de presión tienen las partes, qué poder, y qué experiencia anterior en situaciones similares c) quién es la autoridad formal para tomar decisiones d) qué está demandando cada parte e) cuál es el problema y cómo lo definen las partes; f) cuáles son las opciones de gestión g) qué datos o información se necesita para la realización del diagnóstico y propuesta de soluciones h) estado actual de las relaciones y expectativas de futuro de las partes i) antecedentes y contexto, historia del conflicto j) análisis de la opinión de cada parte respecto de sus alternativas preferidas, y en concreto su percepción sobre cuáles son los límites de la negociación y cómo priorizan sus demandas.
- *Escucha y negociación:* Es la fase en la que se intenta que las partes compartan la visión del problema y de las soluciones, y en su caso se establecen acuerdos: a) se define colectivamente el problema b) se analiza el alcance del conflicto y las limitaciones de la mediación c) se seleccionan las alternativas que las partes consideren más adecuadas para todas d) se estudia cómo se cumplirán los compromisos adoptados por las partes, preparando el camino para la adopción de acuerdos formales. En esta fase, que implica un intercambio de información entre las partes y de la Administración hacia las mismas, resulta muy conveniente establecer medios telemáticos de difusión e intercambio de esa información. Como estrategia se recomienda empezar por aquellos aspectos sobre los que se prevé que se podrá establecer un acuerdo. Es interesante buscar alternativas de forma conjunta, intentando centrarse en vías de colaboración más que en las coercitivas. En esta fase son muy efectivas las herramientas de simulación de escenarios (Carbonell, 2011).

- *Acuerdo*: A partir de la propuesta de compromisos de la fase anterior, se establecen acuerdos en la forma que las partes consideren conveniente.
- *Implementación y seguimiento*: Es imprescindible conocer cómo se están ejecutando las decisiones acordadas, y hacer un seguimiento paralelo del conflicto. De esta manera, si surgen problemas en la implementación se pueden convocar espacios de diálogo y atajar conflictos mayores. La Administración competente debe obligar a cumplir los acuerdos y compromisos alcanzados por las partes.

4. Conclusiones

A la vista de los efectos negativos que pueden tener las formas de gobierno tradicionales en la calidad ambiental, se hace patente la necesidad de incorporar nuevas formas de gobierno para lograr una gestión sostenible y más compartida del agua. Los desafíos de estas nuevas formas de gobierno se concentran en el cambio de formas excluyentes a formas inclusivas de gobierno, mediante una ampliación de la red de actores que participa en las decisiones públicas y la creación de nuevos espacios de deliberación que permitan entender la gestión del agua como un asunto público, común, y no estrictamente institucional o mercantil.

Las experiencias inspiradas en los principios de estas nuevas formas de gobierno, como son los procesos de participación pública en el ciclo de planificación hidrológica en el marco de la implantación de la Directiva marco del agua, revelan la necesidad de un cambio de las estructuras de gobierno y administración hídrica hasta ahora disponibles. Extrapolando esta necesidad a un ámbito más general, esto debe permitir tanto una reorganización del poder sobre lo público como una integración y coordinación entre los distintos ámbitos y niveles de la política pública, avanzando en lógicas de co-producción de las mismas.

La experiencia ganada en la gestión hídrica indica que la participación del público en la toma de decisiones no debe concebirse solamente como un proceso aislado, sino como algo consustancial a toda la política pública.

Finalmente se constata la necesidad de incluir herramientas de mediación que ayuden a resolver las situaciones de conflicto intrínsecas a la gestión hídrica, de manera que se produzca un aprendizaje y maduración de la sociedad en la resolución de los problemas colectivos.

Bibliografía

Arnstein, A. (1969). A ladder of citizenship participation. *Journal of the American Institute of Planners*, 26: 216-233

Arrojo, P. (2008). Bases para un documento de directrices en materia de prevención y gestión de sequías en la planificación hidrológica. En: La sequía en España. Directrices para minimizar su impacto. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.

Arrojo, P. (2010). Crisis global del agua: Valores y derechos en juego. *Cristianisme y justícia*, 168. Barcelona.

Ballester, A. & Parés, M. (2013). *Democracia deliberativa y política de agua. Experiencias de participación pública en la Directiva Marco del Agua en España*. Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua. Lisboa.

Blanco, I. & Gomà, R. (2002). *Proximidad y participación: Marco conceptual y presentación de experiencias*. En: Blanco, I. & Gomà, R. (Ed.): Gobiernos locales y redes participativas. Barcelona: Ariel.

Carbonell, X. Et. al. (2011). *Mediació en conflictes ambientals*. En: Casanova, P; Magre, J; Lauroba, M. (Ed.) Llibre blanc de la mediació a Catalunya. Barcelona: Generalitat de Catalunya.

Castro, E. (2009). *Apuntes sobre el proceso de mercantilización del agua: un examen de la privatización en perspectiva histórica*. En: Delclòs, J (Coord.) Agua, un derecho y no una mercancía. Propuestas de la sociedad civil para un modelo público del agua. Barcelona: Icaria. pp. 367-390

Delli, J. & Wolf, A. (2009). *Managing and transforming water conflicts*. International hydrology series. Cambridge, Uk: Cambridge university press.

Del Moral, L & Pedregal, B (2002). *Nuevos planteamientos científicos y participación ciudadana en la resolución de conflictos ambientales*. Documents d'Anàlisi Geogràfica, 41:121-134

Espuga, P. (et. al) (2011). *Agua, participación e inercia institucional*. Revista Española de Investigaciones Sociológicas (REIS). N^o 134. Vol. 134. Abril-junio 2011. pp. 3-26

- Folke, C. et al. (2005). *Adaptive governance of socio-ecological systems*. Annual review of environment and resources, 30:441-473
- Funtowicz, S. & Strand, R. (2007). *De la demostración experta al diálogo participativo*. Revista CTS, 8:97-103
- Goldsmith, S; & Eggers, W. (2004) *Governing by network: The new shape of public sector*. Washington DC: Brookings Institution Press.
- Grover, K; Grosch, J.W; Olczak, P.V. (1996). *La mediación y sus contextos de aplicación*. Una introducción para profesionales e investigadores. Barcelona: Paidós.
- Klink, F. (2008). *Calidad democrática y medio ambiente (el caso del Puerto de Granadilla en Canarias)*. En: Riechmann (Coord.) ¿En qué estamos fallando? Cambio social para ecologizar el mundo. Barcelona: Icaria.
- Kooiman, J. (1993). *Modern Governance: New government-society interactions*. London: Sage.
- La Calle, A. (2008). *El nuevo marco jurídico de las directivas europeas y las nuevas oportunidades de participación*. En: Las aguas subterráneas en España ante las directivas europeas: retos y perspectivas. Santiago de Compostela 7-9 de Noviembre de 2007. AIH-GE.
- Lewis, C. (1996). *Managing conflicts in protected areas*. IUCN. Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
- Mairal, G. (1998). *Los conflictos del agua y la construcción del riesgo. El agua a debate desde la Universidad. Por una Nueva Cultura del Agua*. I Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua. Zaragoza: FNCA.
- Morin, E. (1990). *Introducción al pensamiento complejo*. Barcelona: Gedisa.
- Nye, J.S. et. al. (Ed.) (1997) *Why people don't trust government*. Cambridge, MA. 7. Harvard University Press.
- Olcina, J. (2008). *Prevención de riesgos: cambio climático, sequías e inundaciones*. Panel Científico-técnico de seguimiento de la política de aguas. Zaragoza: Fundación Nueva Cultura del Agua.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons. The evolution of institutions for collective action*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Ribas, A. & Saurí, D. (1996). *El estudio de las inundaciones históricas desde un enfoque contextual*. Una aplicación en la ciudad de Girona. *Papeles de Geografía* 23-24: 229-244.

Stocker, G. (1998) *Governance as a theory: Five propositions*. *International Social Science Journal*, 55 (155): 17-28.

Subirats, J. (2006). *Ciencia y ciudadanía en la nueva cultura del agua. Proceso de cambio y participación social Ciencia, técnica y ciudadanía, claves para una gestión sostenible del agua*. IV Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua. Zaragoza: FNCA.

Unión Europea (2001). Libro blanco de la gobernanza europea.

Volger, J. & Jordan, A (2003). *Governance and the environment*. En: Berkhout, F; Leach, M; Scoones, I (Ed.): *Negotiating environmental change. New perspectives from social science*. Massachusetts. Edward Elgar Publishing. pp. 137-158.

XII - Casos de referencia basados en la participación ciudadana

1. El programa “Cultivando Agua Boa”

Jair Kotz

Itaipu Binacional

El programa *Cultivando Agua Boa* (CAB) tiene como objetivo el cuidado y protección de los recursos naturales de la región y la lucha contra la pobreza. Para ello, se trabaja sobre las problemáticas socio ambientales, promoviendo una nueva visión de la utilización de los recursos mediante la participación de todos los actores de desarrollo social y ambiental. En este sentido el programa CAB representa una forma de substituir los viejos hábitos por prácticas sostenibles y participativas enfocadas a territorios donde los bienes naturales y los recursos naturales están siendo amenazados.

El programa CAB es un programa sistémico, basado en la participación ciudadana, donde el agua se utiliza como el hilo conductor que genera una serie de acciones con el objetivo final de luchar contra la pobreza y el cambio climático. Se trabaja con 60 acciones en un plan de concienciación que conecta lo global y lo local con el objetivo final de crear una nueva cultura del cuidado de los recursos, especialmente del agua.

Hasta el momento, podemos citar como principales logros: la recuperación de 200 micro cuencas de la región, aumento de la calidad y cantidad de agua, disminución de la erosión del suelo, mejora en la calidad de vida de los pobladores con inclusión social productiva, reforestación de las franjas de protección de los ríos y fuentes, mejo-

ra en la conservación de la naturaleza, etc., y todo desde una gestión participativa y de corresponsabilidad en la gestión del agua y la sostenibilidad territorial.

La participación activa de todos los sectores de la sociedad se materializa en comités gestores que tienen como objetivo realizar una evaluación y proposición de la situación actual y las necesidades de la población donde se desarrollarán las acciones del Programa.

Otro de los logros es la creación de nuevos procesos de producción y consumo para el desarrollo económico de las familias, especialmente de aquellas socialmente consideradas más vulnerables, como los recolectores de basura, pescadores, pequeños agricultores e indígenas.

Hitos:

- 2003. Creación y puesta en marcha del programa CAB.
- 2004. Primer Encuentro Anual CAB para evaluar los resultados del programa.
- 2009. Ley que integra la institucionalización de los comités gestores en todos los Municipios de la Región.
- 2012. Participación activa en la agenda oficial en Rio+20, mostrando que el programa está en línea con las directrices planetarias.
- 2013. Propuesta de la internacionalización del programa CAB en 9 países.

1.1. Situación antes de la implementación del programa Cultivando Agua Boa

La presa de Itaipu Binacional fue construida en los años 80 en un territorio que fue ocupado en la década de los años 50 y 60, mediante un proceso de deforestación y de degradación de tierras y pérdida de biodiversidad, por medio de una agricultura mecanizada que no respetaba nacimientos de ríos, bosques, franjas de protección o suelos.

Los pueblos que migraron a esta región eran de carácter agropecuario, lo que supone una visión del medio ambiente como un factor limitante al crecimiento y al desarrollo de la región. Así, en pocos años, muchas de las fuentes y ríos desaparecieron, ya sea porque fueron destruidos por la erosión de los suelos y/o porque se secaron por falta de cuidados. Del mismo modo, las aguas superficiales y subterráneas estaban siendo contaminadas por desechos animales y humanos así como por agrotóxicos utilizados en la agricultura.

Por esto el gran reto era cambiar la cultura y la percepción de la población sobre el medio ambiente, el cuidado del agua, el suelo y la biodiversidad, para implementar un nuevo modelo de ser, sentir, vivir y consumir. Para concretar el trabajo a realizar se necesitaba una nueva mirada territorial, y en particular sobre las cuencas hidrográficas, utilizando el agua como el eje central de interconexión y motivación, a fin de desarrollar una visión sistémica y corresponsable de la problemática global / local.

1.2. Nace el programa Cultivando Agua Boa

Para afrontar los retos detectados en el territorio nace así el programa CAB, que identificó las siguientes prioridades:

1. Cuidado de los recursos naturales y biodiversidad a partir de la recuperación de las microcuencas.
2. Desarrollo de la economía local con una producción y consumo más sostenible.
3. Inclusión social productiva de segmentos vulnerables.
4. Fomento de una cultura de sostenibilidad con un amplio proceso de “EducAcción” ambiental.
5. Desarrollo de una gobernanza innovadora basada en la responsabilidad compartida y la participación activa de todos los actores.

A partir del lanzamiento del programa CAB, con base en las problemáticas locales, fueron creados los *Comités Gestores Temáticos y Municipales*. En ellos fueron invitados a participar los representantes de todo el tejido social de la cuenca; gobierno, empresas, ong’s, sindicatos, sociedad civil, universidades, escuelas, asociaciones de productores, cooperativas, organos administrativos y ambientales, así como representantes de las comunidades indígenas y de los diversos cultos religiosos.

En estos comités todos los representantes pudieron discutir en los Talleres de Futuro, tanto los problemas del territorio, como las posibles soluciones, poniendo sobre la mesa de qué forma cada uno podría contribuir, concretando un plan de trabajo y optimizando los recursos económico-financieros, creando de esta forma un nuevo modelo de planificación, ejecución y evaluación corresponsable y participativo.

1.2.1 Los Grupos Objetivo específicos

Los principales “Grupos Objetivo” son:

1. Agricultores y ganaderos.
2. Pueblos Indígenas.
3. Pescadores.
4. Recolectores de basura.
5. Jóvenes.
6. Mujeres.
7. Educadores.
8. Profesionales de salud.
9. Empresarios.
10. Gestores públicos.

1.2.2 Principales objetivos y estrategias

El programa CAB está centrado en el establecimiento de una nueva relación entre el ser humano y el medio ambiente, teniendo como punto focal y elemento esencial el agua para crear una nueva manera de producir de forma sostenible y saludable, adecuando los hábitos al consumo responsable.

Los principales objetivos son:

1. Recuperar las micro cuencas del Rio Paraná 3.
2. Promover una gestión participativa por medio de los Comités Gestores.
3. Fortalecer las políticas públicas.
4. Promover la protección de la biodiversidad y los recursos naturales con la vista puesta en enfrentar el cambio climático.
5. Establecer una conexión entre crisis global y acciones locales.
6. Promover el desarrollo de los segmentos vulnerables.
7. Fomentar una *nueva cultura del agua*, basada en la ética del cuidado a través de acciones de educación ambiental.

Para cumplir con estos objetivos se establecieron las siguientes estrategias:

1. Adoptar la cuenca hidrográfica como unidad de planeamiento y acción.
2. Establecer el agua como el elemento fundamental y de interdependencia para la sostenibilidad territorial.

3. Implementar una gestión participativa y corresponsable, involucrando a todos los actores del territorio en comités gestores.
4. Utilizar una base filosófica basada en documentos globales de referencia.
5. Promover un amplio proceso de información y comprensión de la problemática global/local ambiental.
6. Utilizar los esfuerzos, acciones y competencias locales en el desarrollo y ejecución de acciones.
7. Crear un movimiento marco de actuación bajo el cual se desarrollan todas las acciones del programa CAB.
8. Compartir los costes de la implementación de las acciones con todos los socios locales.
9. Elaborar pactos públicos y procesos de supervisión y evaluación de los resultados de forma colectiva y permanente.

1.3. Desarrollo del programa

1.3.1 Talleres del Futuro

La metodología se inicia con la sensibilización de las comunidades, seguida por la formación de los comités gestores y la implementación de los *Talleres del Futuro*. Estos se desarrollan en tres fases:

- a) El *Muro de las Lamentaciones*, en el que la comunidad identifica la situación y reconoce y detalla los problemas a resolver.
- b) El *Árbol de la Esperanza*, donde los pobladores ponen de manifiesto como les gustaría que fuera su territorio y la vida de la comunidad.
- c) *Camino Adelante*, donde la comunidad define las acciones a desarrollar de un modo corresponsable para llegar al futuro anhelado.

Estas fases culminan en el gran *Pacto de las Aguas*, donde se realiza el compromiso de todos los actores sobre el plan de trabajo y ejecución de las acciones acordadas, definiéndose convenios y acuerdos entre Itaipu Binacional y las instituciones públicas y privadas implicadas, así como los miembros de la sociedad.

Para hacer efectivas las acciones, los *Comités Gestores* actúan como foros de discusión y direccionamiento, al tiempo que negocian la forma de contribución de los actores y se encargan de fiscalizar el plan de trabajo propuesto, desarrollando 3 tipos de acciones: colectivas, individuales y transversales.

1.3.2 Movilización de recursos

Los recursos tanto financieros como técnicos aplicados en las acciones del programa CAB proceden de los agentes implicados.

El aporte de Itaipu Binacional es de un 40 % del total; lo restante es aportado por los distintos actores comprometidos, locales o estatales, que firmaron los convenios y acuerdos.

Cada una de las acciones tiene un presupuesto específico. El *Comité Gestor* distribuye la forma en que los actores participantes colaboran, ya sea financiera o técnicamente, siguiendo el principio de corresponsabilidad.

Cada uno de los convenios y acuerdos firmados precisan como presentar cuentas y resultados, ante los actores que hayan firmado y ante el *Comité Gestor*, que se encarga de fiscalizar la transparencia. Los principales actores en las acciones son: Itaipu Binacional, alcaldías, cooperativas, universidades y organizaciones de la sociedad civil.

1.3.3 Implementación

El principal problema a abordar ha sido romper con la idea del paternalismo de la empresa Itaipu Binacional en la región y crear un estado de corresponsabilidad por medio de una nueva gobernanza en la que todos forman parte de la solución de los problemas socioambientales.

Por otro lado, ha sido necesario cambiar los tópicos y la mentalidad anticuada de la relación de los pobladores con el medio ambiente. Para ello se apostó por la educación ambiental y la capacitación de los distintos actores, teniendo como principio una visión sistémica global-local.

La falta de inversión por parte de las instituciones públicas en proyectos y acciones medioambientales se abordó desde la sensibilización de los gestores públicos, la organización de los *Comités Gestores Municipales* y una sensibilización de la comunidad hacia los temas emergentes.

Los principales problemas se consideran resueltos. El programa se encuentra ahora en una etapa de aprendizaje y mejoría continua para que las acciones en marcha sean cada vez más eficientes y cumplan con las necesidades presentadas por la comunidad.

1.4. Resultados alcanzados

Dando cumplimiento a los objetivos del programa, se han alcanzado los siguientes resultados:

- La recuperación de 206 micro-cuencas de la región, lo cual supone la adecuación de 3.709 km de caminos, distribución de 160 depósitos de agua, adecuación de 22.528 hectáreas de suelos y recuperación de 1.321 Km de franjas de protección de los márgenes fluviales.
- Se han formalizado 29 *Comités Gestores Municipales* y 10 Comités Gestores Temáticos, lo que significa la participación de 1.247 organizaciones.
- A través de acciones específicas, como la capacitación de los pequeños agricultores, se han desarrollado nuevas normas para la compra de productos orgánicos para comedores escolares. También se ha favorecido la inclusión de la medicina alternativa, basada en hierbas medicinales y saberes ancestrales, en los centros de salud pública, creando un nuevo espacio de trabajo y mercado.
- Se han constituido 90 comunidades de aprendizaje, de acuerdo con la política nacional de educación ambiental, por medio de la metodología *Personas que Aprenden Participando* (PAP).
- Se han desarrollado acciones de protección y recuperación de los nacimientos de los ríos, recuperación de la vegetación y bosques de ribera, así como la plantación de más de 3.500.000 árboles nativos. Así mismo se han creado dos refugios biológicos que albergan más de 44 especies protegidas de animales y se ha creado un corredor de biodiversidad de 13 kilómetros.
- Sensibilización a más de 200.000 habitantes de la región sobre *ética, cuidado del agua y desarrollo regional sostenible*. Se creó la *Red de Educación Ambiental* con 300 monitores, 450 educadores ambientales y 750 gestores de cuenca, promoviendo colectivos educadores.
- Se han creado nuevos puestos de trabajo y aumentado el nivel de renta de pequeñas propiedades rurales, mediante la creación de 22 asociaciones de productores orgánicos, con el correspondiente apoyo técnico, y la capacitación de 1.100 familias para comercializar sus productos.
- Se ha mejorado el trabajo y la calidad de vida de 6000 recolectores de basura, a través de 5 cooperativas y 25 asociaciones, con cursos de capacitación, dignificando su actividad, desarrollando y modernizando sus instrumentos e infraestructuras de trabajo y consiguiendo un aumento de más del 500% en su renta.
- Se ha mejorado la calidad de vida de 270 familias indígenas mediante programas de nutrición, construcción de escuelas y viviendas dignas, materiales e insumos para la producción agraria, reconocimiento y fortalecimiento de su cultura y de sus actividades artesanales, etc.

1.5. Sostenibilidad

El programa se estructura en las 4 dimensiones de la sostenibilidad:

- **Eje Cultural:** Promoción de la educación ambiental como herramienta de cambio del comportamiento del hombre con el hombre y con el medio ambiente, así como la valoración y el cuidado del patrimonio cultural de la región.
- **Eje Ambiental:** Conservación del agua y del suelo, así como preservación y recuperación de la biodiversidad, dando prioridad a las cuencas hidrográficas como elemento de gestión integrada del territorio.
- **Eje Económico:** Desarrollo de la agricultura familiar sostenible, diversificación productiva y estímulo al consumo responsable, especialmente de productos regionales por medio de las asociaciones y cooperativas bajo el principio de la economía solidaria.
- **Eje de Inclusión social:** Fortalecimiento de los principios y valores sociales de las poblaciones vulnerables de la región, aumentando su participación activa en las distintas actividades de la comunidad, creando un espacio en el que ellos mismos puedan mejorar sus condiciones de vida y su renta.

1.6. Lecciones aprendidas

1. Sólo es posible cambiar la visión negativa de la población sobre los aspectos ambientales si se lleva a cabo un amplio proceso de educación ambiental que consiga establecer la conexión global - local.
2. La posibilidad de que proyectos estratégicos de grandes infraestructuras sean inductores de desarrollo territorial sostenible saliendo de la tradicional mitigación o compensación previstas en la ley.
3. No incluir el recurso financiero como el elemento esencial de la discusión, ya que esto desvirtúa la atención sobre la problemática central y crea conflictos de intereses.
4. Un elemento esencial de la sostenibilidad territorial es la implementación de un único movimiento socio ambiental con criterios unificados que generen sinergias entre las acciones y recursos de los distintos actores.

El programa CAB se ha inspirado en otras iniciativas como el trabajo de la educación popular de Paulo Freire, conceptos y fundamentos de la

carta de la tierra, la educación participativa, la nueva cultura del agua y la ética del Cuidado de Leonardo Boff, así como en los retos presentados por Naciones Unidas en el Documento *Water for People, Water for Life*.

Estas lecciones aprendidas están presentes en el día a día del programa CAB, ya que forman parte de la metodología participativa en la que se basa y en los fines que se persiguen de cara a la sociedad. Anualmente se promueve un Encuentro de Evaluación en el que todos los actores reiteran su compromiso con la sostenibilidad del territorio, recordando que el agua es el elemento fundamental.

1.7. Replicabilidad

El programa es fácilmente replicable, ya que las acciones son sencillas y están dirigidas a todos los públicos. Además, el proyecto está fundamentado en los documentos internacionales antes citados y en los objetivos del desarrollo sostenible, con vocación global.

Por otro lado, la metodología de participación ciudadana facilita la construcción colectiva, ya que todos los sectores de la sociedad se encuentran involucrados en la toma de las decisiones, persiguiendo el bien común como objetivo principal.

Este programa ofrece una coherencia alternativa a la de los planes tradicionales de indemnización que se suelen imponer por ley para compensar a las poblaciones afectadas por grandes infraestructuras, ofreciendo una perspectiva distinta de desarrollo territorial basada en la democracia participativa.

En estos momentos se está poniendo en marcha una ambiciosa iniciativa de replicabilidad por medio de la creación del *Instituto Internacional Cultivando Agua Buena*. Para ello, se está desarrollando una metodología de trabajo en 4 etapas:

1. Firma de un convenio de cooperación entre el programa CAB y el territorio, país o empresa que deseen desarrollarlo.
2. Capacitación de los principales actores sobre las distintas fases y conceptos de la metodología CAB.
3. Asesoría técnica y seguimiento de todas las fases de la implementación y aplicación de las acciones del Programa CAB.
4. Acompañamiento y certificación de las actividades por parte del programa CAB sobre los conceptos y metodologías que han sido aplicados.

2. El *contrato de río* como instrumento de participación: el caso del Matarraña

Lucía Soriano

Laura Sánchez

Estibaliz Campos

Fundación Nueva Cultura del Agua

2.1. El *contrato de río* como instrumento de participación

El *contrato de río* es un proceso participativo promovido de manera voluntaria por agentes sociales, económicos e institucionales, cuyo fin es consensuar un plan de gestión, fijando objetivos y acciones de manera colectiva, que respondan a un modelo de desarrollo elegido por todo el territorio, y a su vez reconozcan al río como eje vertebrador del mismo.

Los *contratos de río* tienen su origen en Francia y se remontan al año 1974 como resultado de las iniciativas locales del programa “ríos limpios” promovidas por el Ministerio de Medio Ambiente. Las circulares ministeriales de 1981 y 1994 reconocen esta figura y establecen los objetivos y metodología del *contrato de río*: calidad del agua, recuperación de ecosistemas acuáticos y la gestión equilibrada de los recursos hídricos a través de un plan de gestión a 5 años para la realización de estudios encaminados a alcanzar dichos objetivos.

Actualmente existen 203 *contratos de río* en Francia pero su ámbito de aplicación no se limita solo a este país. A modo de ejemplo señalamos que existen experiencias de contrato de río en países tan diferentes como Bélgica, Burkina Faso y Bolivia. Su implementación ha sido posible gracias a convenios de colaboración con países con experiencia previa reconocida en el desarrollo de este instrumento de gestión.

Como se ha visto en otros capítulos de este libro la Directiva marco del agua (DMA) marca un punto de inflexión en la política hidráulica española centrada en la gestión del recurso, a otra visión de gestión ecosistémica. El objetivo de la DMA es el buen estado ecológico de las masas de agua en el horizonte 2015 a través de una gestión integrada que englobe disciplinas, enfoques y experiencias mediante la cooperación y coordinación entre administraciones. La DMA también demanda la participación de todos los usuarios y sociedad civil en toda la planificación hidrológica.

La participación requerida por la DMA en el proceso de planificación requiere tres niveles: información pública, consulta pública de los documentos y, participación activa otorgando los medios necesarios para ella. La gestión ecosistémica, por su parte, demanda una fuerte implicación de la sociedad y una moderna gestión del agua basada en un enfoque multidisciplinar que suponga fuertes cambios estructurales y apertura de espacios de participación.

La puesta en marcha de un *contrato de río* puede implicar una nueva forma de entender la gestión del agua y su relación intrínseca con la gestión del territorio, a través de un proceso de participación amplio que asuma el reto de integrar las distintas estrategias de desarrollo, coordinadas y consensuadas por todos los actores, vertebrándolas en torno al río.

2.2. Caracterización socioeconómica de la cuenca del Matarraña

2.2.1 Caracterización administrativa

La cuenca hidrográfica del Matarraña, se encuentra al Este de la Comunidad Autónoma de Aragón, adentrándose también en la Comunidad Autónoma de Cataluña y Comunidad Autónoma de Valencia. El 71% de la superficie de la cuenca pertenece a Aragón (el 20% en la provincia de Zaragoza y el 51 en la de Teruel), mientras que el 21% pertenece a Cataluña (Tarragona) y únicamente el 8% a la Comunidad Valenciana (Castellón). En cuanto a la división comarcal, la comarca del Matarraña abarca el 50% de la cuenca.

Como se ve, existe una gran atomización de las administraciones presentes en la cuenca, lo que debe ser tenido en cuenta a la hora de implementar un *contrato de río* ya que podría generar dificultades de coordinación.

2.2.2 Caracterización física

Desde el punto de vista físico, la cuenca del Matarraña se caracteriza por presentar dos zonas claramente diferenciadas: Una cuenca alta y otra media-baja. Esta división se refleja en diferentes elementos del territorio:

Altitudes: Dentro de la cuenca hay una apreciable diferencia de alturas:

1. Matarraña alto: es la zona más accidentada, con las máximas alturas. Se dan intensos procesos de karstificación, y presenta un gran valor paisajístico. Incluye un área de relieve tabular (grandes muelas), que engloba parte de las tierras del río Tastavins, parte del Matarraña y gran parte del Algas. Según vamos descendiendo de cota encontramos una zona de transición, donde las altitudes son inferiores, entre 500 y 100 metros., y el paisaje agrario va ganando terreno, aprovechando los fondos de valles y las laderas de las montañas.
2. Matarraña medio-bajo: Aquí se llega a la provincia de Zaragoza, y en parte a la de Tarragona. Es una zona con escasos afloramientos rocosos y un relieve caracterizado por superficies más llanas y amplios valles, no superando los 500 metros de altitud.

Clima: El clima mediterráneo característico de la cuenca está muy condicionado por la altitud, lo que provoca una serie de registros y variaciones muy sustanciales, desde un clima mediterráneo subhúmedo de montaña a un clima semiárido. Este condicionamiento por la altitud vuelve a mostrar dos zonas diferenciadas.

1. El Matarraña alto, donde las precipitaciones medias pueden superar los 800 l/m² anuales en las zonas más meridionales y cumbres altas de Els Ports.
2. El Matarraña medio-bajo, donde apenas superan los 300 l/m² en las zonas más próximas al valle del Ebro.

Existen dos máximos anuales de precipitaciones, uno en otoño (el más importante) y otro en primavera, con una marcada estación seca en verano. Durante el invierno, la aparición de la nieve es relativamente frecuente en las cumbres del sur, mientras que en el norte es más anecdótica. Esta cuenca por tanto, presenta drásticos estiajes que se mantienen de junio a septiembre, con una marcada pérdida de continuidad del curso fluvial. La irregularidad es elevada tanto intra como interanual.

Otros aspectos a destacar desde el punto de vista hidrológico en esta cuenca son:

- Un sustrato muy permeable en la parte alta, lo que produce una alta transferencia de los recursos superficiales a los subterráneos.
- Frecuente pérdida de continuidad fluvial.
- El curso principal del Matarraña recibe una serie de afluentes en cabecera (el Monroyo, el Tastavins, el Prados, el Pena y el Ulldemó)

y no vuelve a recibir otra aportación importante hasta la confluencia con el Algás, ya casi en la desembocadura, siendo este afluente el más importante del Matarraña.

- Falta de precipitación nival, lo que hace que los aportes de cabecera sean poco importantes en comparación con los aportes que supondrían por ejemplo en cursos fluviales pirenaicos.

2.2.3 Valores naturales

Por otro lado, es importante destacar que esta cuenca hidrográfica cuenta con importantes valores naturales, muchos de los cuales están reconocidos por diferentes figuras de protección: la Red Natura 2000 (LICs y ZEPAs), reservas de caza, puntos de interés geológico (PIG), humedales singulares, árboles singulares, parques naturales y enclaves singulares de flora y fauna (Planes de Recuperación).

La destacable concentración de valores ambientales en este territorio, supone una oportunidad a la hora de generar una imagen de calidad mediante la conservación de los recursos naturales, como motores de una actividad turística atractiva y sostenible. Como ejemplo de valor ambiental vemos que la cuenca del Matarraña presenta una amplia superficie de territorio natural y forestal, que presta múltiples servicios a la población: valores paisajísticos, mantenimiento y creación de suelo, protección de acuíferos, mantenimiento de la biodiversidad, etc.

Prestamos especial atención a los valores naturales de la cuenca ya que, como veremos posteriormente, creemos de especial interés la integración de los servicios ambientales en el *contrato de río*, evitando que la protección de los recursos naturales se entienda como una pérdida de oportunidades de desarrollo económico del territorio.

2.2.4 Caracterización de actividades económicas

Las características físicas e hidrológicas de la cuenca han dado lugar a una diferenciación en los usos que presenta el territorio en la cuenca alta, y en la cuenca media-baja:

1. Cuenca Alta (más montañosa): los usos en esta zona se caracterizan por pequeñas huertas, cultivos de secano, y especialización ganadera. La ganadería genera más riqueza que la agricultura en

esta cuenca, pero presenta importantes impactos ambientales debidos a la contaminación por purines. A partir de los noventa el sector turístico comienza a desarrollarse lo que abre una nueva perspectiva para el desarrollo económico y social, potenciando un turismo de calidad respetuoso con el medioambiente.

2. Cuenca Media-Baja (más llana): economía esencialmente agraria, basada en explotaciones familiares regadas a manta, y una próspera producción frutícola especializada en el melocotón tardío, olivos y almendros.

Cabe resaltar el esfuerzo realizado por los diversos actores presentes en la cuenca para conseguir una diversificación de actividades económicas y el desarrollo de una economía mixta nada usuales en cuencas internas en el ámbito rural en Aragón, lo que confiere un potencial de desarrollo de gran importancia. Así, iniciativas como la implantación de una marca de calidad *Matarraña*, como seña de identidad de todo el territorio de la cuenca, abren nuevas vías para evitar situaciones de marginalidad económica y social de la zona.

Por otra parte, la especialización económica conlleva una diferenciación en las demandas del agua. Los principales usos en la cuenca son: abastecimiento, ganadería y agricultura, siendo los regadíos los que suponen la mayor demanda: el 90% de la demanda total de la cuenca. La mayor parte de los regadíos pertenecen a la cuenca media-baja (Mazaleón, Maella, Fabara y Nonaspe) concentrándose el 47% de los regadíos, principalmente por la expansión del cultivo de fruta, en Maella y Mazaleón.

2.2.5 Antecedentes históricos del conflicto

El embalse de Pena fue construido en 1930 dadas las características idóneas de la cerrada del río Pena en el municipio de Valderrobles (cuenca alta). Dicho embalse tiene una capacidad de 18 hm³ e inundó 129ha. de tierras fértiles de labor. La alta permeabilidad del vaso del embalse, con una elevada transferencia de caudales superficiales a las masas subterráneas, la climatología de la cuenca y su mala ubicación en cabecera con escasa influencia nival y bajas aportaciones, hacen que dicha infraestructura tenga una baja eficiencia reguladora, disponiendo de media de unos 12 hm³/año.

El crecimiento del regadío (melocotón tardío y otros frutales) ge-

neró una reducción del nivel de garantía de riego. Para solventar esta situación se realiza en los años 70 un túnel de derivación de la cabecera del Matarraña al embalse de Pena. Este proyecto resultó sobredimensionado, derivando 0,64 m³/s de los 4,29 m³/s proyectados y generó una controversia en la cuenca baja porque disminuía las garantías de agua para sus regadíos. Es entonces cuando, de 1992-1995 se sufre un periodo de sequía que agrava aún más la situación. Desde la Administración se aprueba por real decreto y procedimiento de urgencia el Plan de Metasequía, que incluye el bombeo del Matarraña desde Beceite al embalse de Pena y dos nuevos embalses: Torre del Compte y El Pontet.

Estas medidas generan un grave conflicto en torno a la gestión del agua en la cuenca, enraizado ya históricamente entre los habitantes de la cuenca alta y baja. Además, la concentración de los regadíos en la cuenca media, hace que sus usuarios dominen la Junta Central de Usuarios del Matarraña y Afluentes, dando prioridad al riego de sus cultivos y generando así nuevas tensiones entre la cuenca alta y la cuenca baja.

Pero es desde el propio territorio desde donde nace una voluntad de resolución dialogada del mismo, que se plasman en 1999 en el acuerdo de Fabara. Este primer acuerdo recoge las siguientes medidas consensuadas: balsas laterales (Val Comuna y La Trapa) y las bases para la modernización del regadío. Es entonces cuando desde las instituciones se comprende la potencialidad de los procesos de diálogo en la resolución de los conflictos entorno al agua y con ese objetivo se constituye la Comisión del Agua bajo iniciativa de las Cortes de Aragón. En este contexto comienza la *iniciativa social de mediación*, que culmina en el Dictamen del Matarraña.

El Dictamen recoge, además de las propuestas de nuevas balsas de regulación y modernización de regadíos, el consenso de preservar el eje del río Matarraña, creando una marca de calidad agroambiental que beneficie a la totalidad de la cuenca. Así, se comienza a configurar un futuro *contrato de río* como herramienta para definir de manera común y consensuada el modelo de gestión de los recursos naturales de la cuenca.

Esta experiencia histórica muestra la gran capacidad de los habitantes de la cuenca para alcanzar un consenso, respetando los intereses de las partes, sobre el que construir las estrategias comunes de desarrollo. En este sentido, la cuenca es idónea para la implementación

del proyecto piloto del *contrato de río*.

2.3. Implementación del *contrato de río* en la cuenca del Matarraña

2.3.1 Propuesta de contenidos

Para realizar una propuesta de contenidos a integrar en el *contrato de río*, se hizo necesario integrar los antecedentes históricos en los actuales procesos de planificación que se están llevando a cabo en la cuenca. Para ello realizamos un doble análisis.

Por una parte revisamos los temas del borrador normativo del proyecto del Plan hidrológico de la cuenca del Ebro (PHCE) que consideramos críticos: caudales ecológicos; usos, demandas y expectativas en un escenario de cambio climático; calidad del agua; fenómenos extremos y servicios ambientales. Estos puntos críticos en la planificación hidrológica nos ayudan a realizar una primera aproximación a los actuales espacios de potenciales conflictos en la cuenca del Matarraña.

Por otra parte analizamos la propuesta de medidas para la cuenca del Matarraña, resultantes de las distintas reuniones sectoriales llevadas a cabo durante el proceso de participación organizado por la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) cara al diseño de la planificación hidrológica de la cuenca del Ebro. Analizamos estas medidas en dos vertientes. La primera se centró en el grado en el que dichas medidas vulneraban la aplicación de la Directiva Marco de Agua (DMA). Éstas deberían ser analizadas con mayor detenimiento por la CHE antes de incluirlas en el PHCE. La segunda analizó los potenciales conflictos que se presentaban a la hora de adoptar las medidas, diferenciando al grupo promotor de las mismas, los grupos que inicialmente las respaldan y aquellos que presentaban objeciones.

Este análisis de las medidas concretas nos ayudó a contextualizar en la cuenca del Matarraña los temas tratados en el análisis macro del PHCE y proponer espacios de trabajo para el futuro *contrato de río*.

- **Caudales ecológicos**

Uno de los temas clave para el cumplimiento de los objetivos de la DMA es la determinación de los caudales ecológicos y las medidas adoptadas para garantizar el cumplimiento de los mismos. El contra-

to de río podría brindar una muy buena oportunidad para abordar un proceso de concertación de caudales ecológicos que incluyera un análisis riguroso de las disponibilidades reales del recurso, del estado de los derechos de agua y el estudio de los costes económicos derivados así como la forma de financiar los mismos en línea con el principio básico de recuperación de costes. Este proceso debería basarse en una propuesta de caudales con modulación mensual y considerando situaciones de sequías y avenidas.

Hasta la fecha se desconocía la propuesta de la CHE de caudales ecológicos para la cuenca del Ebro. No obstante, analizando la situación del momento de cumplimiento de caudales ecológicos en la cuenca del Matarraña según el plan vigente (PHCE 1996), obtuvimos un escenario no demasiado optimista. El caudal ecológico para toda la cuenca del Ebro según el citado plan era de un 10% de la aportación que circularía en régimen natural. En las distintas estaciones de aforo de la cuenca del Matarraña encontramos unos porcentajes de incumplimiento muy elevados, alcanzando en algunos casos hasta el 90% y con una tendencia de incumplimiento ascendente.

Por otra parte, ya se había aplicado de manera experimental el método del caudal básico a las estaciones de aforo de la cuenca del Matarraña, resultando unos caudales ecológicos, debidamente modulados mensualmente, de entre el 25 y el 40% del caudal medio anual en régimen natural.

Así, en aras del cumplimiento de la DMA el nuevo PHCE debía aumentar las asignaciones de caudales ambientales y mejorar las medidas para garantizar su cumplimiento. La aplicación de este tipo de medidas podría generar tensiones con algunos actores de la cuenca, ya que conllevarían una limitación de asignaciones del recurso para otros usos, resultando posibles restricciones de actividades económicas, principalmente al regadío. Esta tensión ya se vio reflejada en la propuesta de medidas en la que de manera esquemática colisionaban dos visiones: Aquella que defendía la ampliación de regadíos (medida propuesta por los agentes económicos de la cuenca y respaldada por la administración) frente a otra que proponía una revisión de concesiones y control de extracciones ilegales (propuesta por los agentes sociales), así como el control de los caudales ecológicos.

- **Usos, demandas y expectativas en un escenario de cambio climático**

Otro punto clave en el proceso de planificación del momento era la estimación de las demandas y la asignación de recursos a los distintos usos. Existían dos retos importantes en la planificación para garantizar el cumplimiento de la DMA. Por una parte, el cálculo de la disponibilidad del recurso en un escenario de cambio climático, evitando la utilización de series hidrológicas largas que introducirían una sobreestimación de los recursos realmente existentes. Por otra parte, la asignación de recursos, con especial atención al regadío, que en Aragón representaba ya entonces el 90% de los usos del agua.

En el programa de medidas el potencial conflicto se cristalizaba en propuestas contradictorias: la ampliación de la disponibilidad del recurso con la construcción de nuevas infraestructuras hidráulicas (Torre del Compte y recrecimiento Embalse de Pena, así como explotación de aguas subterráneas) frente a medidas que planteaban la revisión de concesiones y extracciones ilegales, así como la mejora de las infraestructuras de riego.

- **Calidad del agua**

La garantía de calidad del agua está intrínsecamente unida a los temas tratados anteriormente de cantidad de agua que discurre por los ríos (caudales ecológicos) y asignación de usos. Debe por tanto ocupar un espacio importante en la planificación hidrológica no relegándolo a un segundo plano. El punto débil para la garantía de la calidad de las aguas en la cuenca del Matarraña es el control de la contaminación difusa asociada principalmente al desarrollo de actividades agrícolas. La cuenca del Matarraña se encuentra, respecto a los temas de calidad del agua, en una situación de vulnerabilidad alta y con un alto grado de sensibilidad respecto a las medidas que se apliquen debiendo resultar de éstas que el estado de las masas de agua ascienda a buen o muy buen estado/potencial ecológico.

Las medidas que se proponían desde la cuenca del Matarraña relacionadas con la calidad de las aguas, inicialmente no generaban controversia, aunque sería necesario un estudio de plan de incentivos por parte de la administración para garantizar la viabilidad económica de las mismas, especialmente para el control del vertido de purines, principal amenaza de calidad de las aguas en la cuenca.

- **Servicios Ambientales**

Un nuevo enfoque que creemos de especial interés en esta experiencia consiste en la integración de los servicios de los ecosistemas en el ejercicio de la planificación hidrológica. Este enfoque es especialmente relevante dentro de un proceso de *contrato de río* porque engloba no sólo aquellos parámetros exigidos por la DMA para la consecución del buen estado/potencial ecológico de las masas de agua, sino también unos nuevos criterios, como la equidad interterritorial, que rebasan esta Directiva e introducen la dimensión territorial necesaria para alcanzar una verdadera gestión sostenible del agua.

El *contrato de río* en la cuenca del Matarraña podría aventurarse a definir de manera informada y consensuada el mix de servicios ambientales que los habitantes desean en la cuenca. Así, quizás podrían resolverse medidas que generasen desencuentro, como por ejemplo la propuesta por parte de los agentes sociales de declaración de todo el eje del Matarraña como zona LIC, que se ve por algunos sectores como un limitante al desarrollo de algunas actividades productivas.

- **Fenómenos extremos**

La planificación hidrológica debe evitar que la excepción se convierta en norma. Así, los fenómenos extremos como sequías e inundaciones deben estar contemplados como fenómenos periódicos en aquellas cuencas que así lo sean, como por ejemplo ríos mediterráneos como el Matarraña, que presentan falta de garantía de suministro para el regadío en periodos de 3 a 4 años debido a situaciones de sequía. Esto podría generar conflicto a la hora de plantear las medidas en la cuenca del Matarraña.

Existía en su momento consenso en que un adecuado seguimiento de las sequías debería evitar indicadores que dependieran de la acción humana. No obstante en la cuenca del Matarraña los indicadores de sequía empleados se basan en los volúmenes registrados por reservas del embalse de Pena, lo cual podría llevar a situaciones de sequía “manipuladas” que justificasen la excepcionalidad en el cumplimiento de la normativa vigente. Debían por tanto buscarse indicadores de fenómenos climatológicos naturales para determinar si la sequía tiene origen natural o no.

En cuanto al tratamiento de las inundaciones en la planificación, se ha comprobado que las medidas más efectivas van dirigidas hacia la

recuperación espacios de inundación natural del río y el control del urbanismo. Para la implementación de las mismas en la cuenca del Matarraña sería necesaria una profunda coordinación entre administraciones, tanto a nivel sectorial como territorial. Con respecto al programa de medidas en el Matarraña destacar que por parte de la CHE y de cara a controlar las crecidas en la cuenca, se planteaban una serie de infraestructuras hidráulicas de laminación de las avenidas y control de su evacuación a través de escolleras, lo cual generaba tensión entre los agentes sociales que venían denunciando el gran impacto ambiental de este tipo de actuaciones, además de su baja efectividad.

Finalmente, deben destacarse aquellas medidas que contaron con el consenso de todos los actores presentes en la cuenca, como fueron la construcción de balsas laterales para regadío (cuenca media y baja) y las medidas encaminadas a garantizar la continuidad río.

2.3.2 Metodología

La metodología en la implementación del *contrato de río* en la cuenca del Matarraña ha sido similar a la de los *contratos de río* en Francia, pero siempre teniendo en cuenta las características del territorio de aplicación.

Fase de preparación: Se identifican los temas claves y el posicionamiento de los actores ante el *contrato de río* mediante un mapeo de actores lo más pormenorizado posible. Y por otro lado, se conforma el grupo promotor que entre otras funciones, impulsará el contrato de río y elaborará el documento preliminar de trabajo donde se identifiquen las principales problemáticas de la cuenca.

Fase de desarrollo: Se elabora la propuesta de actuaciones y se conforma el *comité de río* que elaborará, aprobará y dará seguimiento al contrato de río, todo ello con el asesoramiento de un consejo técnico que ofrecerá asesoramiento de todo tipo sobre la viabilidad, oportunidad y eficacia de las propuestas del contrato de río.

Fase de ejecución, seguimiento y evaluación de las actuaciones contempladas en el *contrato de río*.

2.3.3 Análisis DAFO del Contrato de Río

Para concluir hemos realizado un análisis DAFO con el objetivo de identificar las oportunidades y amenazas, fortalezas y debilidades del *con-*

trato de río basándonos en lo que ha sido hasta el momento la experiencia en el Matarraña.

Fortalezas/Oportunidades:

- Existencia de una profunda identidad territorial por aspectos geográficos y culturales. Visión compartida del territorio.
- Experiencia previa en resolución dialogada de los conflictos. Este factor facilita la implantación del *contrato de río*, ya que los actores están bien organizados, tienen un conocimiento histórico de la evolución del conflicto y están habituados a las metodologías participativas.
- Respaldo institucional al *contrato de río*, ya que la iniciativa proviene de la propia CHE, y cuenta con el apoyo de la administración general del Estado.
- Existencia de un marco legal, la DMA, que promueve la implantación de iniciativas como el *contrato de río*. Además existen diversos planes y programas de ordenación territorial vigentes en la cuenca que convergen en los objetivos del *contrato de río*, entre los que cabe destacar el *Plan de acción de la Agenda 21* y la *Carta del paisaje de la comarca del Matarraña*, y el *Plan de desarrollo rural de Aragón 2007-2013*
- El *contrato de río* puede ser la excusa para un acercamiento de las distintas actividades económicas de la región, aumentando así las posibilidades de un aumento de beneficios para todos los sectores.
- Alto asociacionismo presente en el territorio, lo cual enriquecerá el proceso participativo del *contrato de río*.
- Se comparte el deseo por parte de toda la cuenca de tener un río vivo, y de mantener las formas de vida en el territorio.

Debilidades/Amenazas:

- Complejidad de coordinación administrativa al existir competencias en el territorio a diversos niveles: estatal, comunidades autónomas (Aragón, Cataluña y Valencia), municipal y comarcal (Matarraña y Bajo Aragón-Caspe). El *contrato de río* debería servir de instrumento para mejorar la coordinación de todos los organismos presentes en el territorio.
- Alto asociacionismo presente en el territorio requiere de una metodología de participación compleja que abarque a todos y a la vez garantice la operatividad del *contrato de río*.

- La experiencia previa en procesos participativos puede producir en algunos sectores un sentimiento de hastío a la hora de abordar una nueva iniciativa de acuerdo. Es importante que todos los acuerdos a los que se llegaron y se llegarán se cumplan evitando un sentimiento de frustración, característico de los procesos participativos, para lo que es necesario instaurar desde el comienzo un mecanismo de seguimiento minucioso.
- El *contrato de río* es una figura no vinculante. Será por tanto necesario un firme apoyo político e institucional, así como la asignación de recursos económicos para que esta iniciativa sea exitosa.
- El *contrato de río* en la cuenca del Matarraña será una experiencia piloto en España, con las dificultades que esto conlleva. Será necesario prestar mucha atención a los procesos similares a nivel internacional para aprender de los errores anteriormente cometidos y garantizar el éxito de la iniciativa.
- Papel de la CHE como promotor. Aunque inicialmente es muy positivo que la CHE favorezca la implementación de esta herramienta de concertación, que sin duda mejorará los futuros procesos de participación en la definición del plan de cuenca, los objetivos y resultados esperados del contrato de río podrían verse limitados a los objetivos propios de la CHE, de cara a la implementación del futuro Plan de cuenca que debería salir a información pública en breve. Este factor podría empobrecer e incluso vaciar de contenido y sentido el *contrato de río*.

2.4. Reflexión final

El *contrato de río* se enmarca dentro de un tipo de instrumentos que hace posible la articulación de dinámicas de integración en los diferentes ámbitos y niveles de la administración y toma de decisiones. La puesta en marcha de esta iniciativa innovadora puede abrir la puerta a una nueva forma de entender la gestión del agua y su relación intrínseca con la gestión del territorio, que asuma el reto de integrar las distintas estrategias de desarrollo, coordinadas y consensuadas por todos los actores, vertebrándolas en torno al río con el propósito de pasar a ser una figura legal vinculante para las partes. El éxito del *contrato de río* en el Matarraña podrá marcar un hito importante en el desarrollo de nuevos mecanismos de participación real y efectiva en la gestión del agua.

Bibliografía

- ACA. (2008). *Cálculo de caudales ambientales en las cuencas del Segre, Matarraña, Seniá y afluentes del Bajo Ebro en Cataluña y validación biológica en tramos significativos de la red fluvial de Cataluña*. Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Habitatge. 132pp.
- ACA. (2009). *Síntesis del Programa de medidas del Plan de gestión del distrito de cuenca fluvial de Cataluña*. Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Habitatge. 18pp.
- Alcocer, C., Ballester, A., De Stefano, L., Hernández, J.M., La Calle, A., Magdalena, F. y Schmidt, G., con aportaciones de diferentes expertos del Grupo de Trabajo de Caudales Ambientales (GTCA). (2009). *Recomendaciones para la concertación de regímenes ecológicos de caudales en el marco de la planificación hidrológica española*.
- Arrojo, P., Gracia, J.J., Martínez, F.J. y Rubio, C. (1997). *El bombeo del Matarraña en Beceite: de la ineficiencia al autoritarismo hidrológico*. Serie de informes Nueva Cultura del Agua 1997/3. 16pp.
- Arrojo, P. (eds.) (2006). *El reto ético de la nueva cultura del agua. Funciones, valores y derechos en juego*. Paidós ibérica. 173 pp.
- Arrojo, P. (2010). *Nuevos enfoques y objetivos para la revisión del Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro*.
- Ballester, A. y Hernández-Mora, N. (2008). *Participación pública en el proceso de elaboración de los planes de gestión en España: Estado de la cuestión*.
- Belanche, I. (2009). *Los acuerdos del Matarraña en el nuevo Plan de Gestión de Cuenca*. Master en gestión fluvial sostenible y gestión integrada de aguas. Universidad de Zaragoza.
- Boletín Oficial de Aragón (06/11/2008). Decreto 205/2008, de 21 de octubre, del Gobierno de Aragón, por el que se aprueban las Directrices Parciales de Ordenación Territorial de la Comarca del Matarraña/Matarranya.
- Brugué, Q. (2009). *Una administración que habla es una administración que piensa*. En: "Participación ciudadana...para una administración deliberativa". Eds: Dirección General de Participación Ciudadana, Departamento de Presidencia, Gobierno de Aragón, Zaragoza. pp 55-71

Casajús, L. (2009). *Nuevos paradigmas en la gestión del agua en España. Crisis de gobernabilidad del agua en Aragón. Los conflictos de Yesa y Matarraña*. Tesis doctoral. Universidad autónoma de Barcelona e Instituto de Gobierno y Políticas públicas.

Castel, S. (2009). *La juridificación de la participación ciudadana. La legislación como herramienta para una administración deliberativa*. En: "Participación ciudadana...para una administración deliberativa". Eds: Dirección General de Participación Ciudadana, Departamento de Presidencia, Gobierno de Aragón, Zaragoza. pp 73 – 105.

Celaya, I. (2007). *La Iniciativa Social de Mediación (ISM) para los conflictos del agua en Aragón*. Fundación Ecología y Desarrollo.

CHE. (1996). *Plan hidrológico de la cuenca del Ebro*. Confederación hidrográfica del Ebro, Ministerio de Medio Ambiente. Disponible en <http://oph.chebro.es/PlanHidrologico/planH/indMEMOR.html>

CHE. (2007). *Proyecto de participación pública en el proceso de planificación*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Ministerio de Medio Ambiente.

CHE. (2008). *Plan hidrológico del río Matarraña – Abril 2008 v.1*. Confederación hidrográfica del Ebro, Ministerio de Medio Ambiente. 179pp.

CHE. (2008). *Esquema provisional de temas importantes en materia de gestión de las aguas en la Demarcación Hidrográfica del Ebro – Anejo C – Análisis de la participación pública hasta el momento*. Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente.

CHE. (2008). *Informe de las alegaciones presentadas a los documentos iniciales del proceso de planificación hidrológica*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Ministerio de Medio Ambiente.

CHE. (2008). *Comentarios aportados durante el proceso de participación de la cuenca del río Matarraña*. Confederación Hidrográfica del Ebro. 17pp.

Comarca del Matarraña. (2008). *Agenda 21 Local de la Comarca del Matarraña/Matarranya. Propuestas para el Plan de Acción*.

CHE. (2009). *Proyecto del Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro*. Confederación hidrográfica del Ebro, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 280pp.

CHE. (2009). Informe de situación 2008. *Control del Estado de las Masas de Agua Superficiales*. Confederación hidrográfica del Ebro, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

CHE. (2010). *Control del Estado de las Masas de Agua Superficiales*. Informe trimestral de seguimiento. 4º trimestre 2009. Confederación hidrográfica del Ebro, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.77pp.

COAGRET. (2007). *Informe de COAGRET para los “Criterios sobre las líneas de demandas futuras de agua 2008-2025 en la cuenca hidrográfica del Ebro”*. Esquema de temas importantes. Plan hidrológico (2009). Coordinadora de Afectados por los Grandes Embalses y Trasmases.

Del Moral, L. (2008). *Integración de políticas sectoriales: Agua y territorio*. Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de aguas. Convenio MMA-Universidad de Sevilla. (www.fnca.eu).

Espulga, J. y Subirats, J. (2008). *La participación ciudadana en las políticas de agua en España*. Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de aguas. Convenio MMA-Universidad de Sevilla. (www.fnca.eu).

Estevan, A. y Naredo, J.M. (eds.) (2004). *Ideas y propuestas para una nueva política del agua en España*. Fundación Nueva Cultura del Agua y Bakeaz. 126 pp.

Fundación Ecología y Desarrollo. (2007). *Percepciones y opiniones de 40 de los principales agentes de la sociedad civil sobre la implementación de la Directiva Marco del Agua y el proceso de participación en la demarcación hidrográfica del Ebro*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Ministerio de Medio Ambiente. Zaragoza.125 pp.

Fundación Ecología y Desarrollo. (2010). *Un contrato de río para el Matarraña*. Diseño de líneas de acción para el desarrollo de un contrato de río. Inédito.

Gallego, M.S. (2008). Informe sobre acceso a la información en la aplicación de la DMA y la elaboración de los nuevos planes de cuenca.

Gobierno de Aragón. Instituto Aragonés del Agua. (2005). *Los Ríos de Aragón. Río Matarraña*.

Heras, P. y Cid O. (2004). *Educación y participación ciudadana para una gestión sostenible del agua*. IV Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua.

La Calle, A. (2007). *El nuevo marco jurídico de las directivas europeas y las nuevas oportunidades de participación*. En: “Las aguas subterráneas en España ante las directivas europeas: retos y perspectivas”. Eds: AIH-GE.

La Calle, A. (2007). “*Sequía y adaptación a la DMA*”. En “La Sequía en España, directrices para minimizar su impacto” (pg:73-78). Comité de expertos en Sequía, Ministerio de Medio Ambiente.

López, F. (2009). *La participación en el ámbito de la sostenibilidad. De la información pública a la participación real*. En: “Participación ciudadana... para una administración deliberativa”. Eds: Dirección General de Participación Ciudadana, Departamento de Presidencia, Gobierno de Aragón, Zaragoza. pp 149 – 163

Martí J.L. (2008). *Alguna precisión sobre las nuevas tecnologías y la democracia deliberativa y participativa*. Monográfico “La democracia electrónica”. Revista de los estudios de Derecho y Ciencia Política de la UOC nº6.

Mígulez, E., (2010). *El balance hídrico de la demarcación del Ebro*. El Plan de la Demarcación del Ebro.

Ministro de Medio Ambiente de Francia. (1994). Circulaire 94-81 do 24 octobre 1994: relative au plan decennal du restauration et d’entretien des rivières. Appel aux Contrats de Rivière.

ODMA. (2010). *Observatorio de seguimiento de la aplicación de la DMA en España y Portugal*. Acta de la reunión del 13 de Febrero de 2010. Fundación Nueva Cultura del Agua.

Olcina, J. (2008). *Prevención de riesgos: cambio climático, sequías e inundaciones*. Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de aguas. Convenio MMA-Universidad de Sevilla. (www.fnca.eu).

Prames (2000). *Guía de árboles monumentales y singulares de Aragón*. (Mapa editado en 1998).

Prames (2006). Colección Red Natural de Aragón. *Matarraña/Matarranya*.

Prats, N. y Vinyoles, D. (2009). *Introducción a la gestión fluvial sostenible: La cuenca del río Matarraña. Valores ecológicos y biodiversidad*. Master en gestión fluvial sostenible y gestión integrada de aguas. Universidad de Zaragoza.

Rivas-Martínez, S. (1987). *Memoria del mapa de series de vegetación de España*.

Rosillon, F. y Lobet J. (2008). *Transboundary river contract Semois-Semoy between Belgium (Wallonia) and France*. Université de Liège – Département en Sciences et Gestion de l'Environnement.

Subirats, J., Font, N. y Costejà, M. (2002). *Case study 1: Matarraña river basin*. Universitat Autònoma de Barcelona (UAB). Departament de Ciència Política i de Dret Públic.

El agua: Perspectiva ecosistémica y gestión integrada

Coordinadores:

Leandro del Moral Ituarte

Universidad de Sevilla

Pedro Arrojo Agudo

Universidad de Zaragoza

Tony Herrera Grao

Fundación Nueva Cultura del Agua

—

