

Coproducción de políticas públicas del agua

Julia Martínez Fernández
Fundación Nueva Cultura del Agua

Recibido: 30/08/2024 / Aceptado: 15/10/2024

Resumen: El paradigma hidráulico, todavía vigente en buena parte de las decisiones sobre el agua en España, ejemplifica cómo las políticas hídricas convencionales son incapaces de entender y aún menos de gestionar los múltiples niveles de complejidad que rodean al agua, lo que demanda una nueva perspectiva sobre las políticas y gobernanza del agua. Esta contribución se centra en uno de los aspectos esenciales para dicha gobernanza avanzada del agua: el papel del conocimiento en la elaboración de las políticas. Para ello se sintetizan distintos modos de relación entre conocimiento y elaboración de políticas, como es el tecnocrático-legitimador, el modo “libro rojo”, el de asesoramiento y participación y el de coproducción de políticas. Seguidamente se presentan los componentes clave para una coproducción de políticas del agua, que incluyen un enfoque participativo, el uso del mejor conocimiento disponible, la deliberación sobre las alternativas, la gestión cíclica adaptativa y la consideración explícita del riesgo. Finalmente se realiza una propuesta operativa sobre cómo concretar la interfaz ciencia-gestión en la coproducción de políticas del agua a través de diversas etapas e identificando las correspondientes a la esfera de la ciencia/conocimiento, a la de las preferencias sociales/actores no académicos y a la de un ámbito compartido.

Palabras clave: gobernanza del agua, interfaz ciencia-gestión, paradigma hidráulico, mejor conocimiento disponible, incertidumbre

Coproduction of public water policies

Abstract: The hydraulic paradigm, still in force in a large part of water decisions in Spain, exemplifies how conventional water policies are incapable of understanding and even less of managing the multiple levels of complexity surrounding water. This demands a new perspective on water policies and governance. This contribution focuses on one of the essential aspects for such advanced water governance: the science-policy interface. To do so, different modes of relationship between knowledge and policy making are synthesized, such as the technocratic-legitimizing mode, the “red book” mode, the advisory and participation mode and the co-production of policies. The key components for a co-production of water policies are then presented, which include a participatory approach, the use of the best available knowledge, the deliberation on alternatives, the adaptive cyclical management and the explicit consideration of risk. Finally, a proposal is made on how to operationalize a science-policy interface in the co-production of water policies through various phases, identifying those corresponding to the sphere of science/knowledge, that of social preferences/non-academic actors and that of a shared area.

Keywords: water governance, science-policy interface, hydraulic paradigm, best available knowledge, uncertainty

Sumario: 1. Introducción. Políticas y gobernanza del agua. 2. Modos de relación entre el conocimiento y la elaboración de políticas. 3. Coproducción de políticas del agua. 4. Consideraciones finales. 5. Agradecimientos. 6. Referencias.

1. Introducción. Políticas y gobernanza del agua

La gestión del agua ejemplifica muy bien las complejidades que envuelven la formulación de políticas y el marco social e institucional en el cual tales políticas se han de definir y aplicar. Por eso, analizar críticamente las políticas y gobernanza del agua puede aportar también luz en el contexto más amplio de *qué* componentes deberían abordarse en el diseño de las políticas públicas y sobre todo *cómo* deberían articularse. Un rápido vistazo al caso español permite entender por qué las políticas del agua son tan relevantes para tales cuestiones.

La política hídrica española del último siglo ha sido ampliamente analizada en diversos trabajos (véase por ejemplo Gómez Mendoza y Ortega Cantero, 1987; Naredo, 1997; Swyngedouw, 1999; Martínez et al., 2021a). Puede resumirse dicha política en el desarrollo y aplicación del denominado paradigma hidráulico, caracterizado por concebir el agua como un recurso al servicio de las actividades económicas a través de grandes obras hidráulicas de iniciativa y financiación públicas. Los grandes beneficiarios en España del paradigma hidráulico han sido fundamentalmente tres: regantes, empresas hidroeléctricas y empresas ligadas a las obras públicas, apoyados por una amplia legitimación social basada en la identificación del paradigma hidráulico con las ideas de regeneración social, progreso y desarrollo social y económico del país (Pérez Díaz et al. 1996).

El paradigma hidráulico ha supuesto la construcción de grandes embalses hasta situar a España entre los países del mundo con mayor número de grandes presas por habitante y por kilómetro cuadrado (Arrojo y Naredo, 1997), la puesta en funcionamiento de grandes trasvases, siendo emblemático el trasvase Tajo-Segura y la movilización masiva de recursos hídricos desde los ecosistemas del agua hacia las actividades económicas, principalmente para regadío y producción hidroeléctrica. Esto ha sido posible gracias a que sus muchas facturas sociales y ambientales han permanecido ocultas o silenciadas. Estas facturas incluyen graves alteraciones a ríos, manantiales, humedales y otros paisajes del agua, la desorganización de los flujos hídrico-salinos y la eliminación de buena parte de los puntos de agua, provocando una aridificación antrópica del territorio que cabe interpretar como un síndrome de desertificación (Martínez Fernández et al., 2021b). Pero también ha requerido ignorar -y en muchos casos acallar de forma violenta- las voces críticas y la oposición de los afectados por tales proyectos hidráulicos, que en muchos casos han supuesto grandes injusticias y agravios sociales y económicos entre las poblaciones y territorios beneficiados y los perjudicados, lo que explica que la dictadura fuera una etapa especialmente favorable para el paradigma hidráulico. No obstante dicho paradigma, que nació a finales del siglo XIX, ha mostrado un notable vigor y capacidad de adaptación, también sus bases conceptuales se han ido adaptando, de forma que se mantiene la vigencia de conceptos muy cuestionables como ‘desequilibrio hídrico’ o ‘cuencas excedentarias y deficitarias’ (Martínez et al., 2021a) y se incorporan justificaciones teóricas adaptadas a los nuevos contextos, como destacar el papel de los embalses en la protección frente a inundaciones o presentar al regadío como freno a la desertificación o medida de adaptación frente al cambio climático.

Sin embargo, las crecientes contradicciones del paradigma hidráulico con los nuevos contextos políticos y sociales (democracia, estado de las autonomías, integración europea, Directiva Marco del Agua, mayor sensibilidad ambiental, emergencia de nuevos actores sociales) desembocó, especialmente desde mediados de los años 90 del pasado siglo, en una fuerte contestación (véase por ejemplo Boelens et al., 2024, en este mismo número, para una discusión de diversos casos en España) en la que las posiciones críticas desde el ámbito académico se unieron a las del ámbito social en torno a la denominada Nueva

Cultura del Agua (Martínez Gil, 1997; Font y Subirats, 2010; Bukowski, 2017, La-Roca, 2020).

La mirada simple que desde el paradigma hidráulico se lanza sobre el agua contrasta con la complejidad de los procesos biofísicos y funciones ecosistémicas del agua, en los que abundan relaciones causa-efecto ocultas, consecuencias no previstas, incluso anti-intuitivas, con aparentes soluciones que agravan el problema, incertidumbres y otros fenómenos propios de los sistemas complejos (UdovykyGilek 2013; Perz et al. 2013). Contrasta también con la complejidad de los actores, contextos y procesos sociales, políticos e institucionales que rodean los usos y decisiones sobre el agua. En definitiva, los enfoques convencionales basados en el paradigma hidráulico son incapaces de entender y aún menos de gestionar esos niveles de complejidad, lo que demanda una nueva perspectiva que se tome en serio la elaboración de una política pública del agua (el *qué*) y su gobernanza asociada (el *cómo*).

Según Zwartveen et al. (2017), la gobernanza del agua se refiere a las opciones políticas sobre la asignación y flujos del agua, las reglas y normativas en las que tales opciones deberían basarse, quienes deben tomar las decisiones y qué tipo de futuro delinean tales opciones. La gobernanza del agua se puede entender por tanto como el marco, en su sentido más amplio, en el cual se definen las políticas del agua, es decir qué se va a hacer, para conseguir qué objetivos, en beneficio de quién, cómo se llevará a cabo y quienes participarán en la toma de decisiones.

¿Qué elementos debería tener una política del agua? Como otras políticas públicas, debería incluir básicamente los siguientes componentes: i) un diagnóstico de los problemas y necesidades; ii) la definición de los objetivos a alcanzar; iii) la delimitación del espacio de decisión, es decir, la escala temporal y espacial, los temas objeto de discusión y otros elementos de contexto; iv) la definición de las alternativas de gestión; v) los criterios para valorar y priorizar tales alternativas; vi) las opciones de gestión finalmente adoptadas; vii) la implementación de las medidas seleccionadas y viii) la evaluación de tales medidas respecto a los objetivos fijados.

Si la respuesta al *qué* (componentes de una política del agua) es relativamente sencilla de exponer, la respuesta al *cómo* (gobernanza del agua) es en cambio mucho más complicada. Sin olvidar las múltiples dimensiones implicadas en la gobernanza (desde los marcos políticos e institucionales a los instrumentos legales o las relaciones de poder, por mencionar algunas), este trabajo se centra en una dimensión que merece una reflexión propia: las relaciones entre el conocimiento por un lado y los objetivos y criterios que son objeto de decisión social por otro, elementos señalados más arriba en los puntos ii) y v) respectivamente. Dicha imbricación entre conocimiento y preferencias sociales es cualquier cosa menos trivial por varias razones. En primer lugar, delimitar bien el espacio del conocimiento y el perímetro que es objeto de decisión social es fundamental para evitar riesgos como presentar decisiones como el resultado inevitable de determinados análisis científico-técnicos o, en otros casos, tomar decisiones en base a asunciones (por ejemplo, sobre relaciones causa-efecto) que no están sustentadas por las evidencias. En segundo lugar, el ámbito del conocimiento y el de la toma de decisiones tienen actores, lenguajes y modos de operación muy diferentes, por lo que las relaciones entre uno y otro no son sencillas y requieren una elaboración específica.

Esta contribución se centra en el papel del conocimiento en la elaboración de las políticas del agua, sintetizando distintos modos de relación entre conocimiento y elaboración de políticas (apartado 2) y presentando un marco integral para la coproducción de las políticas del agua (apartado 3). Esta contribución surge a partir del trabajo generado en el marco del proyecto europeo Newave (Next Water Governance, <https://nextwatergovernance.net/>) en el que ha participado la Fundación Nueva Cultura

del Agua, particularmente en relación con la dimensión transformadora de la investigación (WP7 Actionability). Junto a la explicitación de los elementos necesarios para dicha coproducción, la principal aportación de este marco integral es una propuesta operativa para articular un proceso de coproducción, delimitando el papel del conocimiento y el de las preferencias sociales en cada fase de dicho proceso. Hay que señalar que en este trabajo no se abordan otros aspectos importantes relacionados con estas cuestiones, como la replicabilidad, la permanencia y la escalabilidad de los procesos de coproducción (incluyendo cómo engarzar estos procesos de gobernanza con procesos democráticos más amplios en el tiempo y el espacio), cuestiones sobre las cuales se remite a la literatura existente en estos temas.

2. Modos de relación entre el conocimiento y la elaboración de políticas

La interfaz entre ciencia (o de forma más amplia, conocimiento) y gestión es un ámbito activo de investigación, en particular en los campos del medio ambiente, la sostenibilidad y la gobernanza del agua (Balbanera et al., 2017; Martínez Fernández et al, 2021c). Siguiendo a Sokolowska et al., (2019) se puede entender la interfaz ciencia-gestión como “un mosaico heterogéneo y complejo, donde tienen lugar diversas interacciones, interrelaciones e interdependencias”. En lo que sigue se presentan, con diversas variaciones, los principales modos de interfaz ciencia-gestión propuestos por Sokolowska et al. (2019), que representan distintos modos descritos por la literatura sobre esta cuestión (véase por ejemplo Lynam et al, 2007; Liu et al, 2008; Thompson et al, 2022; Ribeiro Duarte et al, 2023). Estos modos de interfaz ciencia-gestión se presentan atendiendo a dos preguntas clave: ¿Qué relación tiene el conocimiento con la elaboración de políticas?; ¿Qué actores intervienen y a través de qué relaciones? Hay que señalar que en sistemas reales pueden encontrarse variaciones y modos híbridos respecto a tales modalidades.

2.1. Modo tecnocrático-legitimizador

En el modo tecnocrático-legitimizador no existe una diferenciación explícita entre la esfera científico-técnica y la toma de decisiones. A los expertos, identificados y seleccionados por los responsables de las políticas, se les asigna el rol no sólo de poseer el conocimiento sino también y derivado de lo anterior, el de establecer los objetivos de las políticas y los criterios para priorizar y seleccionar las medidas. Sin embargo, con frecuencia las decisiones estratégicas no son tomadas realmente por los expertos, a los que se les ofrece un rango estrecho de objetivos y opciones a considerar, previamente establecidas por quienes han de tomar las decisiones o por los grupos de interés que influyen en las mismas. Los responsables políticos utilizan el conocimiento científico-técnico para una justificación *ex post* de tales decisiones, que luego se presentan como decisiones de los expertos.

El modo tecnocrático-legitimizador se ha aplicado ampliamente bajo el paradigma hidráulico en diferentes partes del mundo incluyendo España (Gómez Mendoza y Ortega Cantero, 1987; Swyngedouw, 1999; Saurí y del Moral, 2001; Bukowski, 2007; López-Gunn, 2009; Martínez Fernández et al., 2020) y sigue siendo el modo dominante en muchos contextos.

2.2. Modo Libro Rojo

En el modo Libro Rojo se explicita la diferenciación entre el ámbito científico y el de las decisiones políticas, con una primera fase de deliberación científica que alimenta una segunda fase de deliberación política, de modo que esta última no condiciona la primera. La relación entre conocimiento y gestión opera en esta modalidad en términos de

asesoramiento directo de los científicos a quienes toman las decisiones, por lo que no hay participación de otro tipo de actores.

El modo Libro Rojo comprende una amplia gama de experiencias de asesoramiento a través de diferentes formatos. Una herramienta común es el Libro Rojo e instrumentos similares, consistentes en demandas a la comunidad científica impulsadas desde el ámbito político y de gestión y que dan lugar a un informe sobre el estado del conocimiento sobre un tema específico. Por ejemplo, cabe entender también así el denominado Informe al Presidente, un documento breve escrito en lenguaje no técnico que resume los hallazgos científicos clave relevantes para cierta política. También existen espacios institucionales diseñados para el asesoramiento científico a los responsables de las políticas, como los comités de asesoramiento científico (como los creados en torno al dragado del Guadalquivir o en torno al Mar Menor), el creciente número de oficinas parlamentarias para el asesoramiento científico (España cuenta recientemente con la Oficina de Ciencia y Tecnología del Congreso de los Diputados) o la intervención de expertos en comisiones parlamentarias. Se han desarrollado diversas guías de buenas prácticas en materia de asesoramiento científico para el desarrollo de políticas (por ejemplo, European Commission, 2019) y específicamente en el área de comités de asesores científicos (Government Office for Science, 2021).

2.3. Modo asesoramiento y participación

En el modo de asesoramiento y participación se incluye en el proceso un tercer tipo de actor: las partes interesadas y público general. Junto al asesoramiento de los científicos, los responsables políticos reciben aportaciones de las partes interesadas, tras lo cual toman decisiones. La participación de las partes interesadas mediante encuestas, entrevistas, reuniones y procesos de consulta pública se considera esencial para obtener la legitimación pública necesaria. Un ejemplo en el que se aplica ampliamente este modo de interfaz entre ciencia y política es la formulación y revisión de las políticas ambientales europeas, incluidas las relativas al agua (véase por ejemplo Newig & Koontz, 2013; De Stefano et al., 2017; Euler & Heldet, 2018). Este modelo constituye un avance importante respecto al modelo anterior, pero presenta dos insuficiencias importantes: la relación entre el conocimiento y quienes toman las decisiones es unidireccional y, sobre todo, el asesoramiento científico se considera importante para los responsables políticos, pero no tanto para otros actores que participan en el proceso.

2.4. Modo coproducción de políticas

En este trabajo se propone un modo más avanzado, el modo de coproducción de políticas, añadiendo dos características adicionales al modo de asesoramiento y participación: a) Las interacciones entre el ámbito científico, las partes interesadas y los responsables de las decisiones son más estrechas y bidireccionales y b) El asesoramiento científico está destinado no sólo a los responsables de las políticas sino también a las partes interesadas.

La primera diferencia implica que el proceso en el que interactúan científicos, responsables políticos y partes interesadas no es lineal sino iterativo. La segunda diferencia supone que la evaluación científica como base para las decisiones es necesaria no sólo para los responsables políticos sino también para las partes interesadas. Esto tiene profundas implicaciones sobre el papel de las partes interesadas en el proceso de decisión: dicho papel no se reduce a la expresión de intereses sectoriales, sino que avanza hacia la corresponsabilidad en las decisiones. Este nuevo modo de interacción entre conocimiento y gestión se presenta en detalle en el apartado 3 de este trabajo.

La figura 1 sintetiza los cuatro modos descritos de interacción ciencia-política.

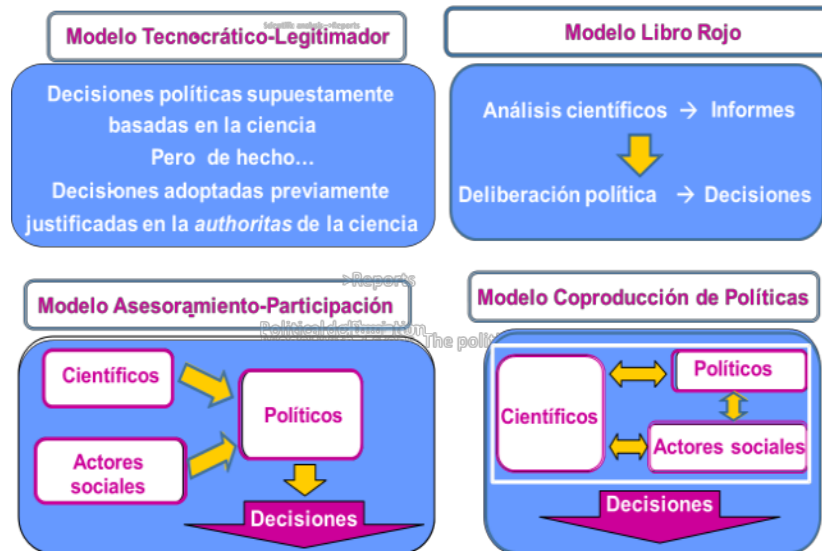


Figura 1. Modos de interacción ciencia-gestión.

3. Coproducción de políticas del agua

Se exponen en primer lugar cinco componentes importantes del modo de coproducción de políticas y en segundo lugar se propone el proceso a través del cual la interacción entre conocimiento y toma de decisiones podría tomar forma.

3.1. Componentes clave

Marco participativo: Un enfoque participativo amplio e inclusivo es esencial, ya que se requiere la participación de las partes interesadas en diferentes etapas del proceso, incluyendo gestores públicos y responsables políticos, sectores socioeconómicos, organizaciones de la sociedad civil y grupos ciudadanos. La participación es consustancial a la coproducción de políticas, como se irá viendo en los distintos componentes y fases del proceso, desde el establecimiento de los objetivos a la definición de los criterios de valoración y a la propia generación del conocimiento necesario.

La participación constituye un reto no resuelto por las dificultades que la envuelven, incluyendo la existencia de intereses encontrados e incluso conflictos abiertos, la desigual distribución de costes y beneficios de las diferentes alternativas de gestión o la asimetría de las relaciones de poder, por mencionar algunas. Puede consultarse una abundante literatura científica sobre los retos de los procesos participativos, incluyendo entre otros Euler & Heldt (2018), Fritz & Binder (2020), Norström et al., (2020), Cabello et al. (2021) y Hernández-Mora et al (2022).

Utilización del mejor conocimiento disponible: Las decisiones han de estar informadas sobre la base del mejor conocimiento disponible, un concepto que recibe una atención creciente (Ryder et al, 2010; Esch et al, 2018). No obstante, en el caso de sistemas complejos como los socioecológicos y las decisiones sobre el agua ¿Qué es el mejor conocimiento disponible? No todo buen conocimiento es necesariamente útil para la naturaleza del problema que se plantea: comprender y gestionar sistemas socioecológicos reales, donde el conocimiento es siempre parcial y las decisiones pueden tener implicaciones difíciles de evaluar y con efectos prolongados en el tiempo y el espacio.

En las últimas décadas han emergido nuevas perspectivas sobre el tipo de conocimiento necesario para abordar los sistemas complejos reales, en los cuales el objeto de estudio es epistemológicamente muy diferente al tratado por las disciplinas científicas

convencionales. Con sus especificidades, se pueden englobar aquí perspectivas afines, desde la ciencia postnormal (Funtowicz&Ravetz, 1994; Haag&Kaupenjohann, 2001) a las ciencias para la sostenibilidad (Folke et al., 2016; Nagatsu et al., 2020). Se consideran aquí cinco características básicas del tipo de conocimiento necesario para informar las decisiones sobre sistemas socioecológicos reales, como los relativos al agua y sus usos: i) enfoque basado en problemas; ii) perspectiva sistémica e interdisciplinar; iii) conocimiento coproducido; iv) conocimiento prospectivo y v) consideración de la incertidumbre (Martínez-Fernández et al., 2021c). Tales características se discuten a continuación.

Enfoque basado en problemas

El conocimiento capaz de guiar las decisiones sobre sistemas socioecológicos reales ha de partir de territorios y contextos específicos y, por tanto, requiere un enfoque basado en problemas donde las necesidades de conocimiento se definen en función de los problemas concretos a abordar y las preguntas a responder (Haag&Kaupenjohann, 2001; Banos-Gonzalez et al, 2015; Schlüter et al 2019; Martínez-Fernández et al, 2021c).

Perspectiva sistémica e interdisciplinar

En los sistemas reales todo está conectado, de los procesos hidrológicos a los aspectos económicos; de la ecología de ríos al contexto institucional; de los riesgos para la salud a las relaciones de poder. Los enfoques parciales de áreas aisladas del conocimiento no pueden capturar la complejidad de las preguntas y, por tanto, brindan respuestas insuficientes. Una visión integral solo puede obtenerse mediante enfoques altamente interdisciplinarios (Nagatsu et al. 2020). La interdisciplinariedad requerida implica no solo aunar diferentes dimensiones (ecológica, social, hidrológica, económica, política, cultural, institucional) sino también establecer puentes entre diferentes enfoques conceptuales, metodologías y herramientas (Max-Neef 2005). Este nivel de interdisciplinariedad desafía la utilidad de las “comunidades epistémicas” si se entienden como comunidades más o menos cerradas con bajas interacciones con otras comunidades académicas y de investigación.

Coproducción de conocimiento

Norström et al. (2020) definieron la coproducción de conocimiento como un "proceso iterativo y colaborativo que involucra diversos tipos de experiencia, conocimiento y actores para producir conocimiento específico del contexto y caminos hacia un futuro sostenible". Hay que recordar que existe una rica tradición de integración de conocimientos académicos y no académicos, en particular en áreas ahora conocidas como ciencia ciudadana pero cuyas prácticas tienen más de un siglo de experiencia en ámbitos como la meteorología, la biodiversidad o la etnobotánica, entre otras. Sin embargo, la importancia del conocimiento de los actores no académicos aumenta conforme nos movemos desde los problemas más acotados hacia preguntas más amplias, sistémicas y complejas. En estos últimos casos el conocimiento de los actores locales es imprescindible para disponer de diagnósticos suficientemente completos. Cualquier sistema socioecológico real incluye una enorme cantidad de factores específicos del contexto local que, tanto en lo social, como en lo ambiental, en lo económico y en lo institucional, es imposible conocer de forma completa sin un diagnóstico participativo con los actores locales y su conocimiento experto del territorio.

Pero en el marco de la coproducción de políticas la generación de conocimiento ha de contar con fases de coproducción por una segunda importante razón. No se trata de generar cualquier clase de conocimiento, sino justamente del necesario para resolver determinados problemas y contestar a ciertas preguntas, las cuales definirán el tipo de

investigación necesaria. ¿Cómo se definen dichos problemas y preguntas? En parte se definen desde el propio conocimiento ya disponible, pero hablar de problemas a resolver es hablar también de objetivos y éstos no derivan sólo del conocimiento disponible sino sobre todo de preferencias que son objeto de decisión social. En definitiva, se requiere coproducción de conocimiento entre actores académicos y no académicos para: i) definir los problemas a resolver y las preguntas a contestar, los cuales determinan el tipo de conocimiento que es necesario generar y ii) realizar un diagnóstico suficientemente completo de sistemas socioecológicos reales, cuya infinidad de factores específicos requiere de la participación de los actores y expertos locales. Para una visión general sobre la coproducción de conocimiento véase por ejemplo Cabello et al., (2021) y Hernández Mora et al., (2022).

Conocimiento prospectivo

Para informar las decisiones sobre el agua (y en general sobre los sistemas socioecológicos) necesitamos no sólo un diagnóstico de los problemas, sus causas y consecuencias, sino también estimar el comportamiento esperable del sistema bajo diferentes escenarios y alternativas de gestión. Es decir, se requiere un conocimiento prospectivo (Banos-Gonzalez et al, 2016; Hauck et al. 2019; Martínez-Paz et al. 2019) que típicamente responde a preguntas del tipo “¿qué pasaría si...?”. En las últimas décadas se han generalizado distintas herramientas para análisis prospectivos, como los modelos de simulación o la exploración de escenarios, especialmente relevantes en el caso de dinámicas hidroecosociales complejas en las que no es trivial evaluar la eficacia de las medidas, sus efectos previsibles sobre otros componentes y las contradicciones y sinergias entre distintas medidas (Banos et al, 2015, Hauck et al. 2019, Martínez-Fernández et al., 2021c, Schlüter et al. 2019). Un enfoque prospectivo puede ser imprescindible dependiendo de la naturaleza de los problemas y preguntas a responder.

Consideración de la incertidumbre

La incertidumbre constituye una característica clave del conocimiento y un factor importante, pero no único, para la evaluación del riesgo (a lo que se volverá más tarde). La incertidumbre debe ser considerada explícitamente, incluyendo la derivada de un conocimiento insuficiente y la que emerge como una propiedad inherente al sistema y por tanto no es reducible (Perz et al. 2013, Banos-Gonzalez et al. 2018, Martínez Fernández et al, 2021c). Cuando sea posible, es importante proporcionar rangos de incertidumbre asociados a los datos y resultados cuantitativos (Banos-Gonzalez et al., 2018, Trolle et al. 2019). En cuanto a la incertidumbre no cuantificable, en la medida de lo posible debería al menos caracterizarse en términos cualitativos. Finalmente, se debe considerar que siempre hay fuentes de ignorancia que se desconocen, lo que llama al principio de precaución.

La consideración explícita de la incertidumbre sigue siendo una asignatura pendiente en muchos casos, dado que se mantiene su valoración negativa en ciertos ámbitos técnico-científicos como algo a eliminar o ignorar. A veces se descartan componentes del problema sobre los que el conocimiento disponible se considera insuficiente, pero esto introduce en los resultados un sesgo mayor que si tales aspectos, con sus elevadas incertidumbres, son incorporados en el análisis. Por otra parte, la comunicación de la incertidumbre fuera del ámbito científico constituye otro reto pendiente dada su percepción negativa entre el público en general. Se requiere una pedagogía de la incertidumbre que facilite una percepción no negativa de la misma, evitando el generalizado sesgo hacia preferir análisis que excluyen la incertidumbre, incluso cuando la misma está presente.

La negación y la falta de comunicación de la incertidumbre no son los únicos problemas que encontramos en el tratamiento de la incertidumbre, sino que además se pueden identificar los que se indican a continuación.

1. *Magnificación del peso de la incertidumbre frente al conocimiento disponible.* Reconocer la incertidumbre y cuantificarla o valorarla cualitativamente es fundamental. Sin embargo, destacar sistemáticamente la incertidumbre por encima de lo que se conoce puede llevar a la inacción en momentos en los que la acción es necesaria (Polasky et al., 2020). Además, magnificar en exceso la incertidumbre es una estrategia utilizada de forma deliberada en negacionismos de diverso tipo. Por ejemplo, en el ámbito de la denominada Agnotología (disciplina sobre la ignorancia y su construcción), Proctor (2008) y Smithson (2008) aportan diversos ejemplos de magnificación interesada de la incertidumbre, como los relacionados con los esfuerzos de la industria tabacalera para oscurecer el vínculo entre fumar y el cáncer de pulmón o los de los intereses de los combustibles fósiles en los debates iniciales sobre el cambio climático. La magnificación de la incertidumbre es una estrategia habitual en muchos conflictos ambientales para eludir la responsabilidad de los sectores y empresas responsables.

2. *Ampliar el concepto de incertidumbre a lo que son posiciones encontradas por intereses contrapuestos o por valores o visiones antagónicas.* Estas diferencias en valores o en intereses no pueden considerarse incertidumbre y han de resolverse en planos distintos al del conocimiento, como es el plano de la negociación política y social.

3. *Situar en un mismo plano las posiciones basadas en evidencias y las no basadas en evidencias, interpretando tales diferencias de posición como incertidumbre.* Puede haber debate científico legítimo cuando las evidencias no permiten decantar el debate, pero eventualmente las evidencias terminan decantando dicho debate, que por tanto se acaba. El fin del debate científico no implica el fin del debate político y social sobre las decisiones a tomar, puesto que las mismas responden no sólo al conocimiento sino también y principalmente a los valores y preferencias en juego. Un ejemplo de buenas prácticas sobre el debate científico es el IPCC, el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático, formado por un amplísimo número de científicos de múltiples disciplinas de todo el mundo. El IPCC califica cada afirmación de sus informes en un gradiente que va desde “virtualmente cierto” a muy probable, bastante probable, etc. Un análisis temporal de los informes del IPCC permite constatar cómo evoluciona el grado de consenso sobre las distintas afirmaciones y cómo eventualmente se cierran diferentes debates. De la misma manera que el terraplanismo no constituye un reto a la evidencia de que la tierra es redonda, otros negacionismos científicos (no aceptación de las evidencias) requieren un análisis en otros planos, como el de las percepciones sociales o el del “sciencewashing”.

Deliberación sobre las alternativas disponibles

El proceso de deliberación

La discusión colectiva de cara a una toma de decisiones requiere de un proceso de deliberación, un ámbito fértil en aportaciones en la literatura sobre este tema (véase por ejemplo Dreyer et al., 2014; Felicetti et al., 2016; Paramita et al., 2023). En este trabajo la atención se centra en caracterizar el tipo de deliberación necesaria en el marco de coproducción de políticas que aquí se propone. Dicha deliberación vendría caracterizada por los siguientes atributos: racionalidad, buena fe, diálogo sistemático y pensamiento flexible, los cuales se explican a continuación:

a) *Racionalidad.* La deliberación ha de basarse en argumentos racionales y rebatibles. Ello no descarta aspectos subjetivos y emocionales, pero los mismos deben plantearse de forma que se dé razón de las posiciones.

b) *Buena fe*. La deliberación no es posible sin voluntad sincera de entender en profundidad la argumentación de los demás, lo que implica estar dispuesto a invertir el tiempo y el esfuerzo necesarios para entender en toda su extensión dicha argumentación.

c) *Diálogo sistemático*. Se entiende aquí como una discusión secuencial entre argumentos contrapuestos en la que cada intervención se realiza tras haber entendido la anterior, tomar nota de los puntos de acuerdo y desacuerdo y reelaborar la argumentación propia partiendo de tales acuerdos y desacuerdos.

d) *Pensamiento flexible*. Es necesario estar dispuesto a cambiar, matizar o enriquecer las posiciones iniciales como resultado del diálogo sistemático. Se genera así un proceso de coaprendizaje que permite avanzar en espiral: la argumentación pasa cíclicamente por las distintas posiciones, pero en cada ciclo tales posiciones se mueven un poco y, cabe esperar, se van aproximando. Incluso aunque no se llegue a un consenso final, el propio proceso de escuchar la argumentación del otro y reelaborar la propia constituye un proceso valioso en sí mismo.

Un diálogo deliberativo, entendido en los términos expuestos, es necesario en el marco de la coproducción de políticas para valorar y priorizar de forma colectiva las distintas opciones en juego, buscando posibles consensos a la vez que se reconocen y respetan los disensos.

Valoración de las alternativas disponibles

La valoración y priorización de un conjunto de alternativas, cuando se pretenden alcanzar o mantener a la vez objetivos de naturaleza diferente, no es fácil porque la optimización de unos objetivos suele implicar el empeoramiento de otros. Se trata de un clásico problema de evaluación multicriterio que se aplica no sólo a contradicciones entre dimensiones diferentes como la económica frente a la ambiental, sino también entre objetivos de una misma naturaleza, por ejemplo, contradicciones entre distintos objetivos ambientales igualmente deseables (Banos-Gonzalez et al, 2016). La pregunta es entonces, ¿cómo abordar las contradicciones entre dimensiones no reducibles?

En las últimas décadas se han dedicado importantes esfuerzos al análisis multicriterio (MCDA), que suele considerarse el corazón de un sistema de soporte a las decisiones o DSS (véase por ejemplo Xi & Poh, 2015; Dean, 2021). Se trata de tecnologías asistidas por ordenador cuyo objetivo es priorizar las opciones disponibles en función de los criterios establecidos por los participantes. Con frecuencia el problema multicriterio se resuelve aplicando pesos, basados en las preferencias de los participantes, a cada uno de los criterios u objetivos considerados, lo que permite calcular un índice único y ordenar las alternativas según dicho índice.

Sin embargo, el uso de pesos para calcular un índice único como solución al problema multicriterio presenta importantes debilidades. Una de ellas es que proyecta una falsa sensación de objetividad que no corresponde a su naturaleza real, ya que los pesos asignados fueron establecidos según las preferencias de los actores participantes y un conjunto diferente de actores establecería pesos diferentes. Obviamente las preferencias son las que han de guiar la valoración, pero la falsa sensación de objetividad no ayuda a una comunicación transparente del proceso. Una segunda deficiencia es que los índices complejos son abstractos y opacos y esto suele llevar a una falta de confianza en los resultados finales, porque los índices complejos son difíciles de entender y además no retienen la rica gama de efectos de cada alternativa para cada objetivo. Esto puede explicar que este tipo de análisis MCDA suela ser poco relevante en los procesos reales de decisión. La complejidad de las disyuntivas es esencialmente irreductible y no debería ocultarse, sino estar sujeta a debate social.

En este trabajo se propone un enfoque diferente al problema multicriterio que evita el uso de índices complejos mediante un procedimiento en dos pasos, en el que en un primer paso se identifica el subconjunto de opciones aceptables y en un segundo paso estas opciones aceptables se someten a deliberación directa. En el primer paso, todas las opciones se evalúan de acuerdo con los umbrales de aceptabilidad que se establezcan para distintos indicadores ambientales, sociales, económicos, etc, lo que permite filtrar las opciones no aceptables aplicando reglas como “umbral fuera, opción fuera” (Banos-Gonzalez et al., 2016). De esta manera el primer paso reduce la complejidad de la deliberación directa, al eliminar todas las opciones no aceptables (Martínez-Fernández et al, 2021c). En el segundo paso el subconjunto de opciones aceptables, aún con contradicciones entre objetivos, pero con un número más reducido y por tanto más manejable de opciones, se somete a deliberación directa entre los actores que participan en el proceso.

A nadie se le escapa que un proceso de deliberación como el expuesto no es fácil. Entre las muchas dificultades y riesgos cabe mencionar la falta de experiencia en democrática participativa, la existencia de tensiones y conflictos entre los participantes, los posibles desequilibrios de poder que amenazan la legitimidad del proceso (Euler & Heldt 2018, Fritz & Binder 2020) o la no atención a los disensos, entre otros problemas. Puede consultarse una descripción más detallada de los posibles obstáculos en Cabello et al. (2021) y Hernández-Mora et al (2022). Tales dificultades y riesgos han de ser adecuadamente tenidos en cuenta y minimizados en la medida de lo posible.

Gestión cíclica adaptativa

Dado que la incertidumbre es un componente normal en el ámbito de los sistemas socioecológicos reales, el conocimiento debe utilizarse dentro de un ciclo adaptativo (Halbe et al. 2020). La figura 2 esquematiza este ciclo, en el cual se establecen determinados objetivos y sobre la base del conocimiento disponible se definen y aplican las medidas necesarias. La evaluación de los resultados obtenidos permite determinar si tales medidas han sido eficaces o es necesario cambiarlas. Finalmente, dicha evaluación realimenta el conocimiento disponible, facilitando un avance en espiral. Este ciclo de gestión adaptativa es la base conceptual del ciclo de planificación requerido, por ejemplo, por la Directiva Marco del Agua.



Figura 2. Gestión cíclica adaptativa.

Consideración explícita del riesgo

En el contexto de la coproducción de políticas, se puede considerar el riesgo como la interacción entre varios factores: i) la gravedad de las potenciales consecuencias negativas derivadas de una determinada opción; ii) la probabilidad de ocurrencia de tales consecuencias y iii) la incertidumbre, tanto sobre la gravedad de dichas consecuencias como sobre la probabilidad de ocurrencia. La situación idónea se da en opciones con efectos negativos de bajo impacto (ningún problema grave), baja probabilidad de ocurrencia y baja incertidumbre (el bajo impacto y la baja probabilidad de ocurrencia son bien conocidos). La peor situación se da cuando las consecuencias negativas tendrían un fuerte impacto (problema grave) y la probabilidad de ocurrencia es elevada o bien existe una incertidumbre significativa. Una buena regla, en aplicación del principio de precaución, es la siguiente: a mayor incertidumbre, menos arriesgada debe ser la política (Banos-González et al. 2016). Por otra parte, pueden existir situaciones en las que las consecuencias negativas son tan graves que su mera posibilidad implica un riesgo socialmente no asumible, incluso con probabilidades de ocurrencia muy bajas e incertidumbre baja.

En resumen, mientras que el conocimiento disponible ayuda a caracterizar las consecuencias negativas y su probabilidad de ocurrencia, la aceptabilidad de tales consecuencias y por tanto la valoración de los riesgos debe ser objeto de decisión social, lo que contrasta con las prácticas habituales de las políticas del agua en España, todavía bajo el influjo del paradigma hidráulico, como se evidencia en el recrecimiento de Yesa (Turley, 2021), en las autorizaciones de actividades mineras (Beltrán y Velázquez, 2017) y en otros muchos proyectos hidráulicos o que afectan al agua (Pedregal et al., 2020).

3.2. Integrando conocimiento y deliberación en la coproducción de políticas

¿Cómo se puede articular en la práctica la interacción entre el ámbito del conocimiento y el ámbito de las preferencias sociales en un proceso de coproducción de políticas, incluyendo las del agua? En lo que sigue se realiza una propuesta sintetizada en la figura 3, que presenta las distintas fases y sus conexiones e identifica las que pertenecen al ámbito de la ciencia y el conocimiento, al ámbito de las preferencias sociales y a un ámbito compartido.

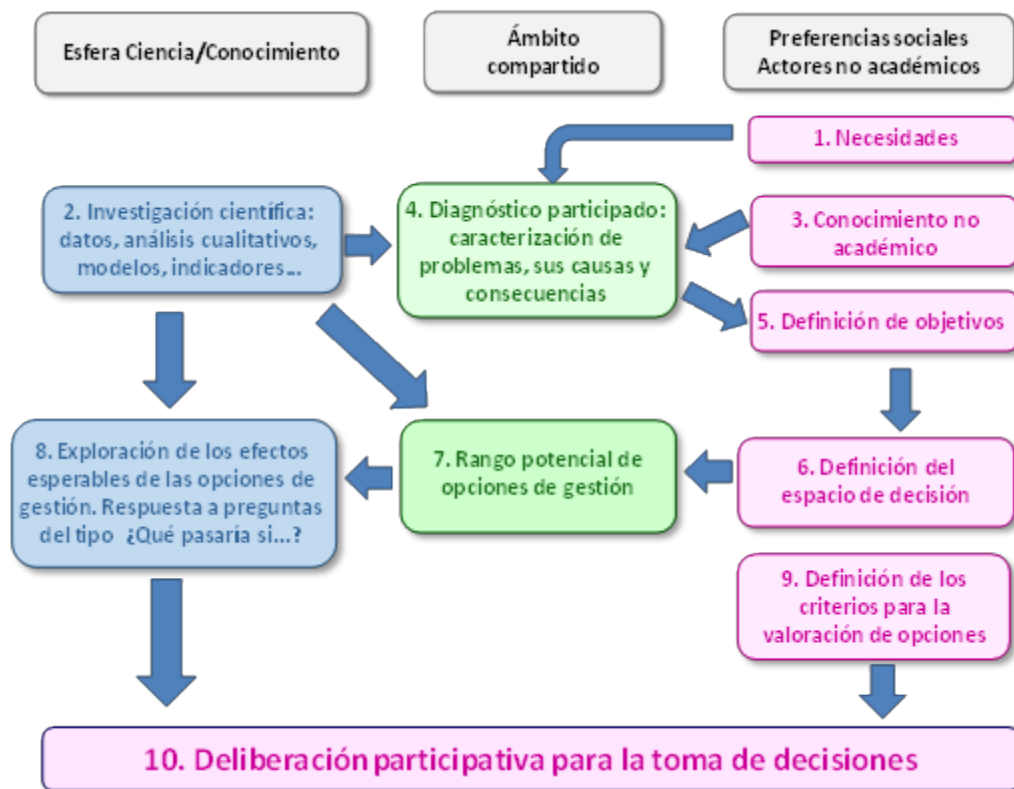


Figura 3. Interfaz ciencia-gestión en la coproducción de políticas del agua. Los colores identifican los roles correspondientes a la esfera de la ciencia/conocimiento (azul), a la de las preferencias sociales/actores no académicos (rosa) y a la de un ámbito compartido (verde).

Siguiendo la numeración de la figura 3, las distintas fases y sus conexiones se pueden describir de la siguiente manera:

- (1) Las necesidades sociales son el punto de partida para identificar los problemas a abordar y el tipo de diagnóstico que se requiere.
- (2) A partir de dicha identificación, con las herramientas de investigación pertinentes (datos, indicadores, modelos, análisis cualitativos ...)
- (3) e integrando el conocimiento no académico y local,
- (4) se elabora un diagnóstico participado con el fin de caracterizar los problemas, sus causas y consecuencias.
- (5) A partir de este diagnóstico, la definición de los objetivos a alcanzar corresponde a las preferencias sociales
- (6) en función de estos objetivos se delimita el espacio de decisión, es decir, qué está sujeto a decisiones y en qué marco espacial y temporal
- (7) Contando con dicho espacio de decisión y sobre la base del conocimiento disponible (2) se identifica el rango de posibles alternativas.
- (8) Se lleva a cabo un análisis prospectivo con las herramientas de investigación adecuadas (2) para explorar de forma integrada la eficacia y efectos potenciales de las diferentes alternativas definidas en (7) en las distintas dimensiones (social, ambiental, económica ...).
- (9) A partir de las preferencias sociales se definen los criterios para la valoración y priorización de las distintas opciones.

- (10) Por último, los resultados del análisis prospectivo (8) y los criterios de valoración (9) constituyen la base para un proceso deliberativo como el propuesto más arriba, con el fin de contribuir a la toma de decisiones.

El proceso que aquí se propone es sólo un ejemplo de cómo se podrían abordar las complejidades de la interfaz ciencia-gestión, pero puede ser inspirador para la delimitación de los roles que corresponden a la esfera de la ciencia y el conocimiento, a la de las preferencias sociales y actores no académicos y a la de un ámbito compartido.

4. Consideraciones finales

El marco general para la coproducción de políticas públicas, incluidas las del agua, es sin duda exigente en las inversiones necesarias de tiempo, recursos técnicos y económicos, lo que conlleva la necesidad de priorizar. Problemáticas complejas como las que rodean al Mar Menor, a Doñana o al Delta del Ebro, por citar algunos ejemplos, requerirían un enfoque avanzado como el propuesto en este trabajo.

Además de los recursos técnicos, económicos y de tiempo necesarios, hay que considerar también otras condiciones de contorno importantes, como la conveniencia de que estos procesos se vinculen a marcos institucionales amplios y duraderos y que las personas involucradas adquieran la experiencia necesaria (Colucci-Gray et al. 2006), lo que requiere que permanezcan a lo largo de todo el proceso y participen de un coaprendizaje. También es necesario avanzar en metodologías que faciliten poner el mejor conocimiento disponible en manos de personas no expertas. Manejar el conocimiento disponible requiere cierta inversión de tiempo por parte de las personas participantes, pero dicho tiempo ha de ser razonable, lo que demanda métodos e instrumentos que permitan sintetizar y entender lo esencial sin renunciar a la complejidad.

Pese a los retos señalados, el marco propuesto para la coproducción de políticas públicas permitiría orientar y mejorar las prácticas actuales, algo cada vez más urgente. La proximidad de la última prórroga para alcanzar el Buen Estado de las masas de agua (año 2027); la agudización de la reducción de recursos hídricos debido al cambio climático por el aumento de las sequías y, sobre todo, por el incremento de la evapotranspiración debido a las mayores temperaturas; la pérdida acelerada de biodiversidad acuática; las abruptas transformaciones del sistema agrario, donde la lógica industrial y del mercado es cada vez más hegemónica (véase el artículo de del Moral et al., en este mismo número) y la proliferación de conflictos de todo tipo relacionados con el agua, configuran un escenario que demanda grandes decisiones y cambios de calado, a la vez que se va agotando el tiempo disponible para evitar las peores consecuencias ambientales y sociales de la inacción. El modelo que aquí se propone puede inspirar la coproducción de una transición hídrica justa para afrontar los difíciles retos que ya tenemos y los que se avecinan.

5. Agradecimientos

Este trabajo se ha beneficiado de las enriquecedoras conversaciones con Nuria Hernández-Mora, Violeta Cabello y Alba Ballester en torno a muchos de los elementos expuestos en este trabajo, a las cuales va mi agradecimiento.

Este trabajo ha contado con el soporte parcial, que se agradece, del proyecto europeo Newave (Next Water Governance), el cual está financiado por el programa de la Unión Europea de investigación e innovación Horizon 2020, bajo el acuerdo de subvención Marie Skłodowska-Curie n.º 861509.

Este trabajo también ha contado con cofinanciación del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico a través de la convocatoria 2024 de subvenciones a ONG que desarrollen actividades de interés general consideradas de interés social en materia de investigación científica y técnica de carácter medioambiental.

6. Referencias

- Arrojo, P.; Naredo, J.M. (1997). *La gestión del agua en España y California*. Bakeaz. Coagret.
- Balvanera, P.; Jacobs, S.; Nagendra, H. et al. (2020). The science-policy interface on ecosystems and people: challenges and opportunities. *Ecosystems and People*, 16. 345-353.
- Beltrán M.J., Velázquez, E. (2017). The political ecology of water metabolism: the case of the Cobrelas Cruces copper mine, southern Spain. *Sustainability Science*, 12: 333–343.
- Banos-González, I; Martínez-Fernández, J; Esteve M.A. (2015). Dynamic integration of sustainability indicators in insular socio-ecological systems. *Ecological Modelling*. 306. 130-144.
- Banos-González, I.; Martínez-Fernández, J.; Esteve M.A. (2016). Using dynamic sustainability indicators to assess environmental policy measures in Biosphere Reserves. *Ecological Indicators*. 67, 565-576.
- Banos-González, I; Martínez-Fernández, J; Esteve-Selma M.A.; Esteve-Guirao P. (2018). Sensitivity analysis in socio-ecological models as a tool in environmental policy for sustainability. *Sustainability*, 10, 2928.
- Beltrán M.J., Velázquez, E. (2017). The political ecology of water metabolism: the case of the Cobrelas Cruces copper mine, southern Spain. *Sustainability Science*, 12: 333–343.
- Boelens, R.; Arbeláez-Trujillo, A.M.; Bourguignon, N.; Cuevas Parra, C.; Duarte-Abadia, B.; Tubino de Souza, A.; Sanchis-Ibor, C.; Vos, J.; Villamayor Tomas S.; Hoogesteger, J. 2024. Ríos, redes y movimientos sociales. Una conceptualización de experiencias españolas desde la ecología política. *Pensamiento al Margen*.
- Bukowski, J. (2007). Spanish water policy and the NHP: An advocacy coalition approach to policy change. *South European Society and Politics* 12(1): 39-57.
- Bukowski, J. (2017). The science-policy interface: perceptions and strategies of the Iberian 'new water culture' expert community. *Water Alternatives* 10, 1-21.
- Cabello, V.; Martínez, J.; Hernández-Mora, N.; A. Ballester. (2021). *Knowledge co-production in water governance*. NEWAVE Deliverable 7.1.
- Colucci-Gray L.; Camino, E; Barbiero, G.; Gray, D. (2006). From scientific literacy to sustainability literacy: An ecological framework for education. *Sci. Educ.* 90, 227-252.
- Dean, M. (2021). Participatory multi-criteria analysis methods: Comprehensive, inclusive, transparent and user-friendly? An application to the case of the London Gateway Port. *Research in Transportation Economics*, 88. 100887
- Del Moral L.; Cabello, V.; Hernández-Mora, N.; Corominas, C.; La Calle, A. 2024. Agua, agricultura, mundo rural: desigualdad y transición justa. *Pensamiento al Margen*.
- De Stefano, L; Hernández-Mora, N.; Iglesias, A.; Sánchez, B. 2017. Defining adaptation measures collaboratively: A participatory approach in the Donana socio-ecological system, Spain. *Environmental Management*, 195: 46-55.
- Esch, B; Waltz, A.; Wasserman, T.; Kalies, E. (2018). Using Best Available Science Information: Determining Best and Available. *Journal of Forestry*, 116, 473–480.

- Euler J, Heldt S. (2018). Visions for European river basin management. *Science of the Total Environment*, 62, 905–914.
- Euler, J.; Heldt, S. 2018. From information to participation and self-organization: Visions for European river basin management. *Science of the Total Environment*, 621: 905-914.
- European Commission. (2019). *Scientific advice to European policy in a complex world*. Group of Chief Scientific Advisors. Publications Office.
- Folke, C., Biggs, R., Norström, A. V., Reyers, B., Rockström, J., (2016). Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science. *Ecology and Society*, 21, 41.
- Font, N., Subirats, J. (2010). Water management in Spain: The role of policy entrepreneurs in shaping change. *Ecology and Society* 15, 25.
- Fritz L, Binder C, (2020). Whose knowledge, whose values? An empirical analysis of power in transdisciplinary sustainability research. *Eur. J. Fut. Res.* 8, 3.
- Funtowicz, S.O.; Ravetz, J.R. (1994). Uncertainty, complexity and post-normal science. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13: 1881-1885.
- Gómez Mendoza, J.; Ortega Cantero, N. (1987). Geografía y Regeneracionismo en España. *Sistema*, 77. 77-89.
- Government Office for Science. (2021). *Guidance Code of Practice for Scientific Advisory Committees and Councils*. CoPSAC 2021.
- 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.
- Halbe J, Holtz G, Ruutu S. (2020). Participatory modeling for transition governance: Linking methods to process phases. *Environmental Innovation and Societal Transitions* 35, 60–76.
- Hauck J, Schleyer C, Priess JA, et al. (2019). Combining policy analyses, exploratory scenarios and integrated modelling to assess land use policy options. *Environmental Science & Policy*. 94, 202-210.
- Hernández-Mora, N., Cabello, V. Martínez-Fernández, J., Ballester, A. (2022). *Methodological approach for adaptation and learning*. NEWAVE Deliverable 7.2.
- La-Roca, F. (2020). El mundo más allá de la organización institucional del conocimiento. La experiencia transdisciplinar de la Fundación Nueva Cultura del Agua. En *Terra Incognita: Libro blanco sobre transdisciplinariedad y nuevas formas de investigación en el Sistema Español de Ciencia y Tecnología*. PressBooks. pp. 111-118.
- Liu, Y, Gupta, H, Springer E, Wagener T. (2008). Linking science with environmental decision making: Experiences from an integrated modeling approach to supporting sustainable water resources management. *Environmental Modelling & Software*, 23. 846e85.
- López-Gunn, E. (2009). Agua para todos: A new regionalist hydraulic paradigm in Spain. *Water Alternatives*, 2(3): 370-394.
- Lynam, T., de Jong, W., Shell, D., Kusumanto, T., Evans, K. (2007). A review of tools for incorporating community knowledge, preferences, and values into decision making in natural resources management. *Ecology & Society*, 12(1), 5
- Martínez Fernández, J., Neto, S., Hernández Mora, N, Del Moral, L. y La-Roca, F. (2020). The Role of the Water Framework Directive in the Controversial Transition of Water Policy Paradigms in Spain and Portugal, *Water Alternatives*, 13(3):1-26.
- Martínez, J.; Hernández-Mora, N.; del Moral, L.; La Roca, F. (2021a). Balanç de tres dècades d'evolució de les polítiques de l'aigua a Espanya. En *Béns Comuns i necessitats collectives: La cruïlla de camins entre velles crisis i noves emergències*.

- Associació de Drets Humans, Observatori DESC. Xarxa Observatori del Deute en la Globalització. pp. 93-115.
- Martínez Fernández, J., Esteve Selma, M. A., Zuluaga Guerra, P. A. (2021b). Agua y sostenibilidad. Hacia una transición hídrica en el Sureste Ibérico. *Ecosistemas*, 30. 2254
- Martínez-Fernández, J.; Banos-González, I.; Esteve-Selma, M.A. (2021c). An Integral Approach to address Socio-Ecological Systems Sustainability and their uncertainties. *Science of the Total Environment*, 762. 144457.
- Martínez Gil, F.J. (1997). *La nueva cultura del agua en España*. Bakeaz.
- Martínez-Paz JM, Banos-González I, Martínez-Fernández J, Esteve-Selma MA. (2019). Assessment of management measures for the conservation of traditional irrigated lands: The case of the Huerta of Murcia (Spain). *Land Use Policy*, 81, 382-391.
- Max-Neef, M. A. (2005). Foundations of transdisciplinarity. *Ecological Economics*, 53, 5-16.
- Nagatsu M, Davis T, DesRoches T et al. (2020). Philosophy of science for sustainability science. *Sustainability Science*, 5, 1807–1817.
- Naredo, J.M. (1997). *La Economía del Agua en España*. Fundación Argentaria
- Newig, J., Koontz, T. M. (2013). Multi-level governance, policy implementation and participation: the EU's mandated participatory planning approach to implementing environmental policy. *Journal of European Public Policy*, 21(2), 248–267.
- Norström AV, Cvitanovic C, Löf MF, et al. (2020). Principles for knowledge co-production in sustainability research. *Nat. Sustain.* 3, 182–190.
- Pedregal, B.; Laconi, C.; del Moral, L. (2020). Promoting Environmental Justice through Integrated Mapping Approaches: The Map of Water Conflicts in Andalusia (Spain). *International Journal of Geoinformation*, 9, 130.
- Pérez-Díaz, V., Mezo, J.; Álvarez-Miranda, B. (1996). *Política y economía del agua en España*. Círculo de Empresarios.
- Perz SG, Muñoz-Carpena R, Kiker G, Holt RD. (2013). Evaluating ecological resilience with global sensitivity and uncertainty analysis. *Ecological Modelling*, 263, 174–186.
- Polasky, S.; Crépin, A-S; Biggs, R.; Carpenter, S.R., Folke, C., Peterson G. et al. 2020. Corridors of Clarity: Four Principles to Overcome Uncertainty Paralysis in the Anthropocene, *BioScience*, 70 (2): 1139–1144.
- Proctor, R. N. 2008. Agnotology. A Missing Term to Describe the Cultural Production of Ignorance (and Its Study). En: *The Making and Unmaking of Ignorance*. Stanford University Press. 1-33.
- Ribeiro Duarte, T.; Hochsprung Miguel, J,C. (2023). The geopolitics of expertise at the science-policy interface. *Environmental Science & Policy* 150(3):103575.
- Ryder, D.S., Tomlinson, M; Gawne, B; Likens, G.E. (2010). Defining and using 'best available science: A policy conundrum for the management of aquatic systems. *Mar. Freshwater Res.* 61: 821–828.
- Sauri, D. and del Moral, L. (2001). Recent developments in Spanish water policy. Alternatives and conflicts at the end of the hydraulic age. *Geoforum* 32: 351-362.
- Schlüter M, Haider LJ, Lade SJ et al. (2019). Capturing emergent phenomena in social-ecological systems. *Ecology and Society*, 24(3):11.
- Smithson, M. J. (2008). Social Theories of Ignorance. En: *Agnotology. The Making and Unmaking of Ignorance*. Stanford University Press. 209-230.
- Sokolowska, N.; Fecher, B.; Wagner, G.G. (2019). Communication on the Science-Policy Interface: An Overview of Conceptual Models. *Publications*, 7, 64.

- Swyngedouw, E. (1999). Modernity and Hybridity: Regeneracionismo, the Production of nature and the Spanish Waterscape, 1890-1930. *Annals of the Association of American Geographers*, 89. 443-465.
- Thompson, RM, Barbour, E.J., Bradshaw, C.J.A., Briggs, S., Byron, N, Grace M. (2022). Principles for scientists working at the river science-policy interface. *River Research and Applications*. 1–13.
- Trolle D, Nielsen A, Andersen HE et al. (2019). Effects of changes in land use and climate on aquatic ecosystems: Coupling of models and decomposition of uncertainties. *Science of the Total Environment*, 657: 627-633
- Turley, L. 2021. From Power to Legitimacy—Explaining Historical and Contemporary Water Conflict at Yesa Reservoir (Spain) and Gross Reservoir (USA) Using Path Dependency. *Sustainability*, 13, 9305.
- Udovyk O, Gilek M, (2013). Coping with uncertainties in science-based advice informing environmental management of the Baltic Sea. *Environ. Sci. Policy*, 29, 12-23.
- Xi, X.; Poh, K.L.A. (2015). Novel integrated decision support tool for sustainable water resources Management in Singapore: synergies between system dynamics and analytic hierarchy process. *Water Resources Management*, 29. 1329–1350.
- Zwarteveen, M., Kemerink-Seyoum, J.S., Kooy, M., et al. (2017). Engaging with the politics of water governance. *WIREs Water*, 4: e1245.