

Documento de Trabajo 20/01



Modelización Hidroeconómica de la Contaminación Difusa y la Escasez de Agua en la Cuenca del Ebro

Safa Baccour, José Albiac y Encarna Esteban

Unidad de Economía Agroalimentaria
Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria



Para obtener copias de este Documento de Trabajo, la información de contacto es:

José Albiac
Unidad Economía Agraria
CITA-DGA
Avenida de Montañana 930
50.059 Zaragoza
España

Correo electrónico: maella@unizar.es
Teléfono: +34 976716351
Fax: +34 976716335

Este trabajo forma parte del proyecto RTA2017-00082-00-00 “Sostenibilidad del Uso de la Tierra y el Agua en las Actividades Agrarias y Protección de los Ecosistemas ante las Sequías y el Cambio Climático” financiado en parte con fondos FEDER

Resumen

La escasez y la degradación de la calidad del agua son problemas graves que afectan a muchas regiones del mundo. La progresiva intensificación de los sistemas de producción agraria ha generado presiones sobre los recursos naturales, contribuyendo a su degradación. El sector agrario utiliza la mayor parte de los recursos hídricos para la producción de alimentos, pero también genera escasez de caudales en las cuencas, contaminación por nutrientes en los cursos de agua, y emisiones de gases de efecto invernadero en la atmósfera. Estos problemas se agravarán por los efectos del cambio climático, y representan una amenaza para los ecosistemas y para las actividades humanas. Este trabajo tiene como objetivo evaluar en la cuenca del Ebro las estrategias de asignación de agua y de reducción de la carga de emisiones a las masas de agua y a la atmósfera, con el fin de lograr una gestión más sostenible de los recursos hídricos. Para ello, se desarrolla un modelo hidroeconómico que analiza la escasez de agua, el impacto de las sequías, la contaminación del agua y la atmósfera, y los efectos del cambio climático de manera integrada. El modelo captura las interacciones espaciales y sectoriales entre los sistemas hidrológicos y económicos, y se utiliza para simular diferentes políticas de mitigación y adaptación al cambio climático. El impacto de la contaminación difusa de las actividades agrícolas sobre los recursos hídricos y la atmósfera, se ha examinado mediante la estimación de la carga de nitrógeno en los cursos de agua, y la carga de emisiones de óxido nítrico y metano en la atmósfera. Los resultados muestran que la carga de nitratos en los cursos de agua alcanza 83.000 t NO₃-N y las emisiones GEI son 7 MtCO₂e. La valoración del daño ambiental de las actividades agrícolas en la cuenca del Ebro se estima en 390 M€. Los resultados muestran también que las condiciones de sequía tienen un impacto significativo sobre la renta de los agricultores. Las políticas de mitigación y adaptación reducen los efectos del cambio climático y mejoran la calidad del agua, reduciendo el daño ambiental y mejorando el bienestar social. Este trabajo ilustra el potencial de la modelización hidroeconómica, que integra las múltiples dimensiones espaciales y sectoriales de los recursos hídricos y los diferentes aspectos de los procesos biofísicos, convirtiéndose en una herramienta valiosa en el avance de las políticas de gestión sostenible del agua.

Palabras clave: modelo hidroeconómico, contaminación difusa, sequía, calidad de agua, cambio climático, políticas de mitigación y adaptación.

1. Introducción

Los recursos hídricos tienen una importancia vital tanto para los ecosistemas naturales como para las actividades económicas. La demanda de agua ha experimentado una fuerte expansión en el último siglo, provocando enormes presiones sobre los recursos hídricos, y generando serios problemas de escasez y degradación del agua en la mayoría de las cuencas del mundo. Estos efectos negativos están vinculados al fuerte crecimiento de la población y la renta. Además, el cambio climático está provocando el calentamiento del planeta, la modificación de las precipitaciones, y la mayor frecuencia e intensidad de los fenómenos climáticos extremos. La escasez de agua inducida por las actividades humanas junto a los efectos del cambio climático prefigura niveles de degradación críticos de los recursos hídricos, que requieren de políticas de agua más sostenibles (Albiac, 2017; Greve et al. 2018).

La calidad del agua es una condición esencial para mantener los ríos vivos con ecosistemas acuáticos saludables, y la degradación de la calidad es una amenaza para la seguridad humana, y para la protección de los ecosistemas acuáticos. El deterioro de la calidad de los recursos hídricos es consecuencia de las emisiones contaminantes de fuentes antropogénicas puntuales y difusas. Esta contaminación limita la capacidad de los ecosistemas para proporcionar bienes y servicios ambientales, por lo que reduce el bienestar social (Esteban y Albiac, 2016). Una fuente importante de deterioro de la calidad de agua es la agricultura, que genera grandes cargas de emisiones GEI y de nitratos en las masas de agua. La contaminación de los ríos por nutrientes es un problema complejo por la aplicación excesiva de fertilizantes y los sistemas intensivos de producción ganadera (Bluemling y Wang, 2018). Los ríos a menudo exportan una gran cantidad de nitrógeno y fósforo, que favorecen el crecimiento de algas y el deterioro de hábitats por eutrofización. Breitburg et al. (2018) indican que muchas aguas costeras son eutróficas.

La protección de los recursos hídricos y los ecosistemas naturales requieren el reforzamiento de las instituciones y las políticas del agua, y la implementación de políticas adecuadas. La gestión sostenible de las cuencas es una tarea de gran complejidad. Estas dificultades requieren metodologías que permitan una mejor comprensión de los problemas de gestión de agua para desarrollar medidas efectivas y políticamente viables en los contextos de escasez de agua, sequía, cambio climático, y contaminación difusa.

La modelización hidro-económica es una nueva metodología que se está utilizando para una mejor implementación de las políticas de agua (Blanco-Gutiérrez et al., 2013; Brouwer y Hofkes, 2008), y para poder determinar las interacciones sectoriales y espaciales en las cuencas hidrográficas (Crespo et al., 2019; Kahil et al., 2016; Molinos et al., 2014; Ward, 2014; Pulido-Velázquez et al., 2008; Booker et al., 2005; Cai et al., 2003). Estos modelos optimizan la asignación de agua entre diferentes usos teniendo en cuenta la hidrología y las actividades económicas de la cuenca, así como las restricciones ambientales e institucionales. Los resultados permitan estimar la distribución óptima temporal y espacial de los beneficios económicos y medioambientales (Pulido-Velázquez, M., 2018).

En este trabajo se desarrolla un modelo hidroeconomico a nivel de cuenca que integra aspectos hidrológicos, económicos, y ambientales. La interacción entre los tres componentes permite una evaluación rigurosa de la asignación de agua entre diferentes sectores y localizaciones, y del impacto de las sequías sobre el sistema. El modelo permite analizar el impacto de la contaminación difusa de las actividades agrarias sobre los recursos hídricos, incluyendo la contaminación por nutrientes de las masas de agua y las emisiones de gases de efecto invernadero. Se han examinado distintas políticas de mitigación y adaptación al cambio climático, así como las políticas que favorecen el uso eficiente del nitrógeno y el agua en las actividades agrarias, la reducción de las pérdidas de nutrientes, y la mejora de la calidad del agua.

La metodología de este trabajo se aplica empíricamente en la cuenca del Ebro, que es una de las principales cuencas mediterráneas europeas. El caso de España es interesante porque la mayoría de las cuencas están sometidas a fuertes presiones antrópicas que determinan progresivamente la cantidad y la calidad del agua. Lassaleta et al. (2009) señalan la necesidad de implementar políticas de control en el río Ebro para solucionar los problemas de calidad del agua.

Este artículo contribuye a la literatura sobre la contaminación difusa de las actividades agrarias utilizando la modelización hidroeconomica. Se trata de una metodología avanzada que integra las dimensiones espacial y sectorial de los usos de agua, y que además incluye los daños medioambientales en el cálculo del bienestar social. El trabajo analiza cómo lograr una gestión más sostenible de la cuenca del Ebro, y también contribuye al debate científico sobre las políticas y medidas de gestión de los recursos hídricos a nivel global.

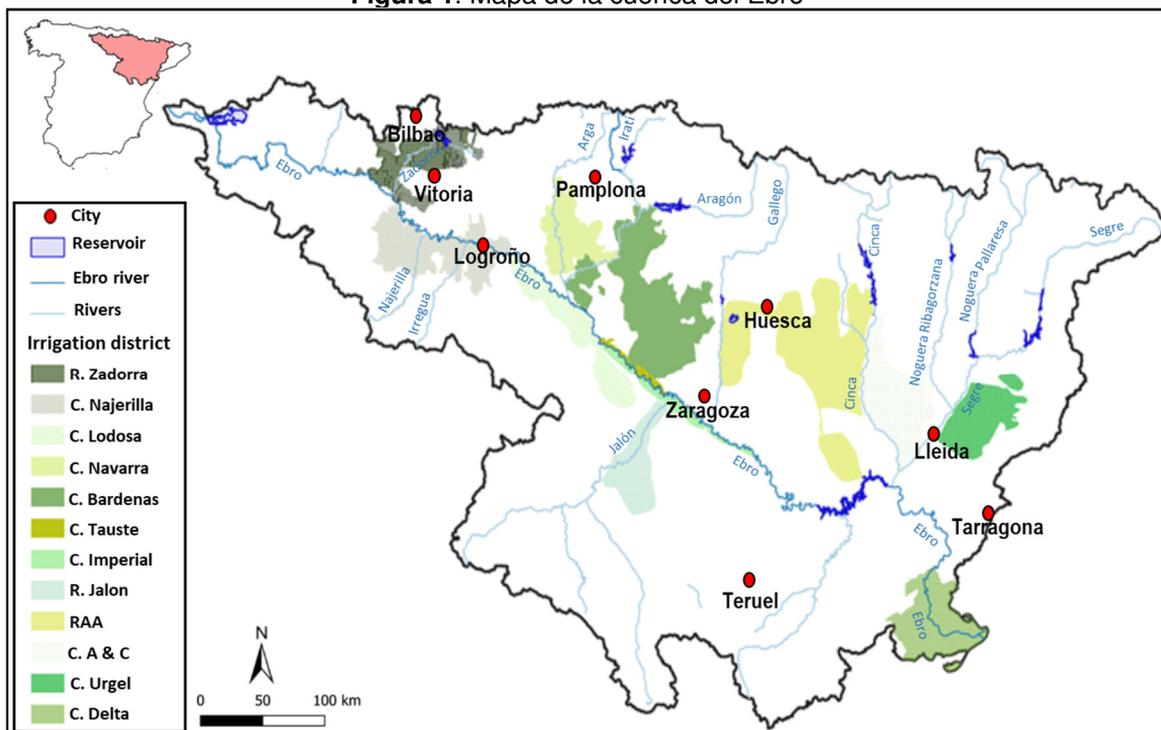
2. La cuenca del Ebro

La cuenca del Ebro es una de las principales cuencas mediterráneas europeas, situada al noreste de la Península Ibérica. Está limitada por los pirineos al norte, las cordilleras costero-catalana al este, y el sistema ibérico al sur y al oeste. Abarca una extensión de 85,600 Km², la quinta parte del territorio español, y su caudal es de los mayores del país. El 30% de la superficie de la cuenca comprende ecosistemas naturales de gran valor. Las precipitaciones se concentran principalmente en los pirineos donde se superan los 1000 mm/año, mientras que en el centro de la cuenca no se superan los 400 mm/año y las condiciones son semiáridas (CHE, 2015).

Los afluentes más importantes del río Ebro son el Zadorra, Aragón, Gallego, Cinca, y Segre. Estos afluentes alimentan los canales de los principales polígonos de riego y abastecen a los importantes centros urbanos de la cuenca. Los grandes sistemas de riego en el Ebro son los Riegos de Zadorra, Canal de Navarra, Canales de Najerilla, Canal de Bardenas, Canal Imperial, Canal de Tauste, Canal de Lodosa, Riegos del Jalón, Riegos del Alto Aragón, Canal de Aragón y Cataluña, Canal de Urgel, y Canales del Delta (Figura 1).

Los recursos renovables de la cuenca del Ebro se estiman en 14.600 Mm³, y las extracciones alcanzan los 8.460 Mm³, de los 8.110 Mm³ son recursos superficiales y 350 Mm³ son recursos subterráneos (CHE, 2015). La demanda de recursos hídricos para las actividades agrarias se estima en 7.680 Mm³, de los 7.623 Mm³ son de uso agrícola y 57 Mm³ de uso ganadero. Los

Figura 1. Mapa de la cuenca del Ebro



cultivos en regadío de la cuenca del Ebro cubren 750.000 ha de herbáceos, frutales, y hortalizas. Los sistemas de riego se distribuyen en un 55% en riego por gravedad, 25% en aspersión, y 20% en goteo. La demanda urbana asciende a 357 Mm³ para abastecer 3 millones de habitantes, incluyendo los hogares y las industrias conectadas a las redes urbanas. Las extracciones directas de las industrias alcanzan los 147 Mm³, y las extracciones no consuntivas de refrigeración de centrales y producción hidroeléctrica se estiman en 3.100 Mm³ y 38.000 Mm³, respectivamente (CHE, 2016).

La gestión de estos recursos hídricos está a cargo de la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). La CHE se encarga de la elaboración del plan hidrológico, estableciendo las estrategias de gestión del agua, y de control de las masas de aguas superficiales y subterráneas. El objetivo de estas estrategias es satisfacer las demandas de agua, proteger la calidad del agua, contribuir al desarrollo regional de la cuenca, y preservar el medio ambiente.

En la cuenca del Ebro, la presión sobre la cantidad de agua responde al uso agrícola como en el resto de las cuencas españolas. La presión sobre la calidad del agua deriva de la contaminación puntual y difusa de los usos industriales y urbanos, y de la contaminación difusa de las actividades agrarias. La Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE, 2016) señala que el 26% de las masas de agua superficial no cumplen el objetivo ambiental, y el 21% de las masas de agua subterránea están en mal estado. Las masas de agua superficial situadas en el territorio aragonés, sobre todo en el eje del Ebro y la parte baja de sus afluentes, están afectadas por la contaminación difusa de las actividades agrarias (CHE, 2015). El informe de la calidad del agua de consumo humano indica que 3,8% de las zonas de abastecimiento en Aragón han tenido un

incumplimiento de los niveles de nitratos con una población total afectada de unas 12.000 habitantes (DGA, 2019).

3. El modelo hidroeconómico de la cuenca del Ebro

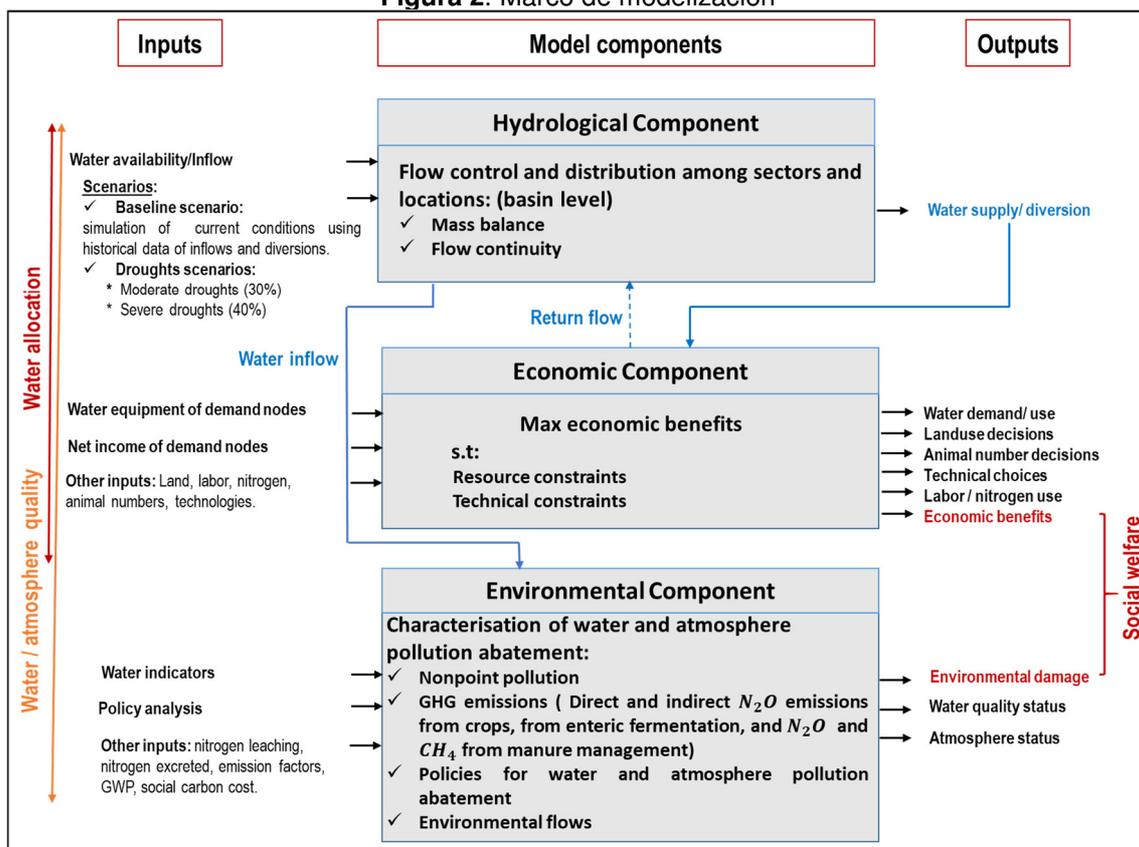
El modelo hidroeconómico integrado del Ebro permite analizar la asignación de agua entre los diferentes sectores y su distribución espacial en la cuenca, la carga de contaminación difusa, así como evaluar escenarios de sequía y diferentes medidas de mitigación y adaptación al cambio climático. El análisis de políticas se centra en la reducción de la carga de nutrientes en las masas de agua y de emisiones GEI a la atmósfera, y la adaptación de la gestión del agua a las sequías y al cambio climático. El modelo incluye los principales usos de los recursos hídricos de la cuenca: regadío, ganadería, y los usos urbanos e industriales. También se incluyen las actividades agrícolas de secano para realizar un análisis completo del impacto de la contaminación difusa de las actividades agrarias sobre los recursos hídricos.

El modelo hidroeconómico integra los componentes hidrológico, económico, y ambiental. El componente hidrológico es una forma reducida de la hidrología de la cuenca, calibrado con la asignación de caudales de agua observados. El componente de economía regional incluye modelos de optimización detallados a escala de polígono de riego para las actividades agrícolas de regadío y modelos a escala de juntas de explotación para la ganadería y las actividades de cultivo de secano, así como modelos de excedente económico para el uso urbano. El componente medioambiental estima el daño ambiental de las emisiones GEI a la atmósfera y de la carga de nitratos en los cursos de agua de las actividades agrarias.

El componente hidrológico se representa mediante una red de nodos entrelazados, con flujos de agua entre los nodos de oferta y demanda mediante ecuaciones simplificadas, y los principios hidrológicos de balance de las masas de agua y continuidad del caudal en la cuenca (Labadie, 2004). Este modelo incluye información detallada sobre la localización espacial y las características físicas de cada nodo, y la representación de la interacción entre los distintos nodos. El modelo incorpora información de las entradas de agua, los usos de agua en cada nodo, los retornos de agua y pérdidas, y los flujos de agua en las estaciones de medición seleccionados en la cuenca. Los flujos de entrada de agua son las aportaciones de los afluentes del Ebro, que se determinan mediante la información proporcionada por la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE, 2016). El modelo permite determinar los flujos de agua en cada nodo y estimar la distribución de la disponibilidad de agua entre sectores y localizaciones espaciales. Este modelo está calibrado de manera que las asignaciones de uso del agua coinciden con las asignaciones históricas observadas.

En primer lugar se ha especificado el modelo hidrológico reducido, y a continuación se ha elaborado el componente económico. Los beneficios económicos en cada nodo de demanda se determinan a partir de las funciones objetivo en cada nodo. En los nodos de uso de agua para regadío, se desarrolla un modelo a escala del polígono de riego que maximiza el beneficio de las actividades de cultivos, sujeto a un conjunto de restricciones técnicas y de recursos. Este modelo

Figura 2. Marco de modelización



está calibrado mediante la programación matemática positiva (PMP), que sirve para calibrar la producción agrícola de los cultivos de regadío a nivel de polígono de riego, y para solucionar los problemas de agregación y sobre-especialización. En los nodos de uso de agua de la actividad ganadera se desarrolla un modelo a escala de juntas de explotación, que maximiza los beneficios de la ganadería.

Los beneficios económicos del uso urbano del agua se determinan mediante un modelo de excedente social, sumando los excedentes del consumidor y del productor en las principales ciudades de la cuenca. El componente ambiental permite estimar el daño ambiental de las emisiones GEI y de la carga de nitratos en los cursos de agua. Las emisiones GEI de las actividades agrarias son las emisiones de óxido nítrico de los cultivos, y las emisiones de la ganadería son emisiones de metano de la fermentación entérica y emisiones de óxido nítrico y metano del manejo de estiércol. La cantidad de nitratos en el río Ebro viene determinada por el lixiviado de nitrógeno de los cultivos y del nitrógeno excretado de los animales. El componente medioambiental también incluye los caudales medioambientales mínimos en los distintos tramos de la cuenca. La figura 2 muestra el marco de modelización descrito en esta sección.

3.1. El componente hidrológico

El componente hidrológico se ha elaborado a partir de los bases de datos de la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE, 2016) y se ha calibrado con las observaciones de los caudales de agua en los tramos de los ríos de la cuenca. La Figura 3 muestra la red hidrológica del Ebro, en

la que se incluyen las principales infraestructuras, nodos, y flujos de agua. El componente hidrológico representa los flujos de agua entre los nodos, y estos flujos de agua entre los nodos de oferta y demanda cumplen los principios de balance de masas y continuidad de caudal en los tramos de la cuenca. La formulación matemática es la siguiente:

$$Wout_d = Win_d - Wloss_d - Div_d^{IR} - Div_d^{URB} - Div_d^{LIV} \quad [1]$$

$$Win_{d+1} = Wout_d + r_d^{IR} \cdot (Div_d^{IR}) + r_d^{URB} \cdot (Div_d^{URB}) + r_d^{LIV} \cdot (Div_d^{LIV}) + RO_{d+1} \quad [2]$$

$$Wout_d \geq E_d^{min} \quad [3]$$

La primera ecuación muestra el balance de masas y determina el volumen de agua que sale $Wout_d$ en el tramo d del río. Este flujo de salida es igual al flujo de entrada de agua Win_d menos las pérdidas de agua $Wloss_d$ que puede ocurrir en el tramo d , y las extracciones de agua para regadío Div_d^{IR} , uso urbano Div_d^{URB} , y ganadería Div_d^{LIV} . La segunda ecuación garantiza la continuidad del flujo de agua en la cuenca, donde Win_{d+1} es el flujo de entrada en el siguiente tramo $d+1$ como suma del flujo de salida del tramo anterior $Wout_d$, los flujos de retorno de los polígonos de riego previos $[r_d^{IR} \cdot (Div_d^{IR})]$, el retorno del uso urbano $[r_d^{URB} \cdot (Div_d^{URB})]$, el retorno de la ganadería $[r_d^{LIV} \cdot (Div_d^{LIV})]$, y el caudal que entra en el tramo de los afluentes RO_{d+1} . La tercera ecuación establece que el flujo de salida de agua en el tramo d debe ser mayor o igual que el caudal mínimo medioambiental del tramo.

La calibración del componente hidrológico se realiza mediante la introducción de variables de holgura en cada tramo del río para equilibrar la oferta y la demanda en cada nodo, y estas variables representan fuentes o usos de agua no medidos. Esta calibración reproduce los flujos de agua observados en las condiciones de referencia. Los datos de entradas de agua, caudales, y características de los aforos en los ríos y los canales se han tomado de las bases de datos e informes de la Confederación Hidrográfica del Ebro y del CEDEX (CHE, 2016; CEDEX, 2020).

3.2. El componente económico

El componente económico incluye modelos de optimización para las actividades agrarias (regadío, secano, y ganadería) y modelos de optimización del excedente social para los centros urbanos importantes (Bilbao, Vitoria, Logroño, Pamplona, Huesca, Zaragoza, Lérida, y Tarragona).

El modelo de optimización de los regadíos incorpora la producción de cultivos en cada polígono de riego de la cuenca. Este modelo maximiza los beneficios privados de los cultivos en cada polígono de riego, sujeto a restricciones técnicas y de recursos. Las funciones de rendimiento dependen de la superficie cultivada y son lineales y con rendimientos decrecientes, con precios de inputs y outputs constantes. El problema de optimización es el siguiente:

$$Max B_k^{IR} = \sum_{ij} C_{ijk}^{(IR)} \cdot X_{ijk}^{IR} \quad [4]$$

sujeto a

$$\sum_i X_{ijk}^{IR} \leq Tland_{kj}; \quad i: crop; j: flood, sprinkler, drip; k: irrigation district \quad [5]$$

$$\sum_{ij} W_{ijk} \cdot X_{ijk}^{IR} \leq Twater_k \quad [6]$$

$$\sum_{ij} L_{ijk} \cdot X_{ijk}^{IR} \leq Tlabor_k \quad [7]$$

$$\sum_{ij} N_{ijk} \cdot X_{ijk}^{IR} \leq Tnitrogen_k \quad [8]$$

$$X_{ijk}^{IR} \geq 0 \quad [9]$$

donde B_k^{IR} es el beneficio privado en cada polígono de riego k , y $C_{ijk}^{(IR)}$ es la renta neta por hectárea del cultivo i usando la tecnología de riego j . La variable de decisión del problema de optimización es X_{ijk}^{IR} , la superficie del cultivo i bajo el sistema de riego j . Los cultivos de regadío se agrupan en herbáceos, hortalizas y frutales, bajo tecnologías de riego por inundación, aspersión, y goteo. Los herbáceos se riegan por inundación y aspersión, y los hortalizas y frutales se riegan por inundación y goteo.

La ecuación [5] es la restricción de tierra, que representa la superficie disponible en cada polígono de riego k equipada con el sistema de riego j , $Tland_{kj}$. La ecuación [6] es la restricción de agua, y representa el agua disponible en cada polígono de riego k , $Twater_k$, donde W_{ijk} es la necesidad de agua por hectárea y por cultivo i con sistema de riego j . El nivel de agua disponible, $Twater_k$, es la variable que relaciona el modelo de optimización de los polígonos de riego y el componente hidrológico. La ecuación [7] es la restricción de mano de obra, que representa la disponibilidad de trabajo en cada polígono de riego k , $Tlabor_k$. L_{ijk} es la necesidad de mano de obra por hectárea del cultivo i con sistema de riego j . La ecuación [8] es la restricción de nitrógeno, que representa la disponibilidad de nitrógeno en cada polígono de riego k , $Tnitrogen_k$. N_{ijk} es el nitrógeno aplicado por hectárea del cultivo i con el sistema de riego j . La ecuación [9] es la restricción de no negatividad de la superficie de cultivo.

La renta neta por hectárea $C_{ijk}^{(IR)}$ es la diferencia entre los ingresos y los costes de los cultivos, y se define como:

$$C_{ijk}^{(IR)} = P_i Y_{ijk} - CP_i \quad [10]$$

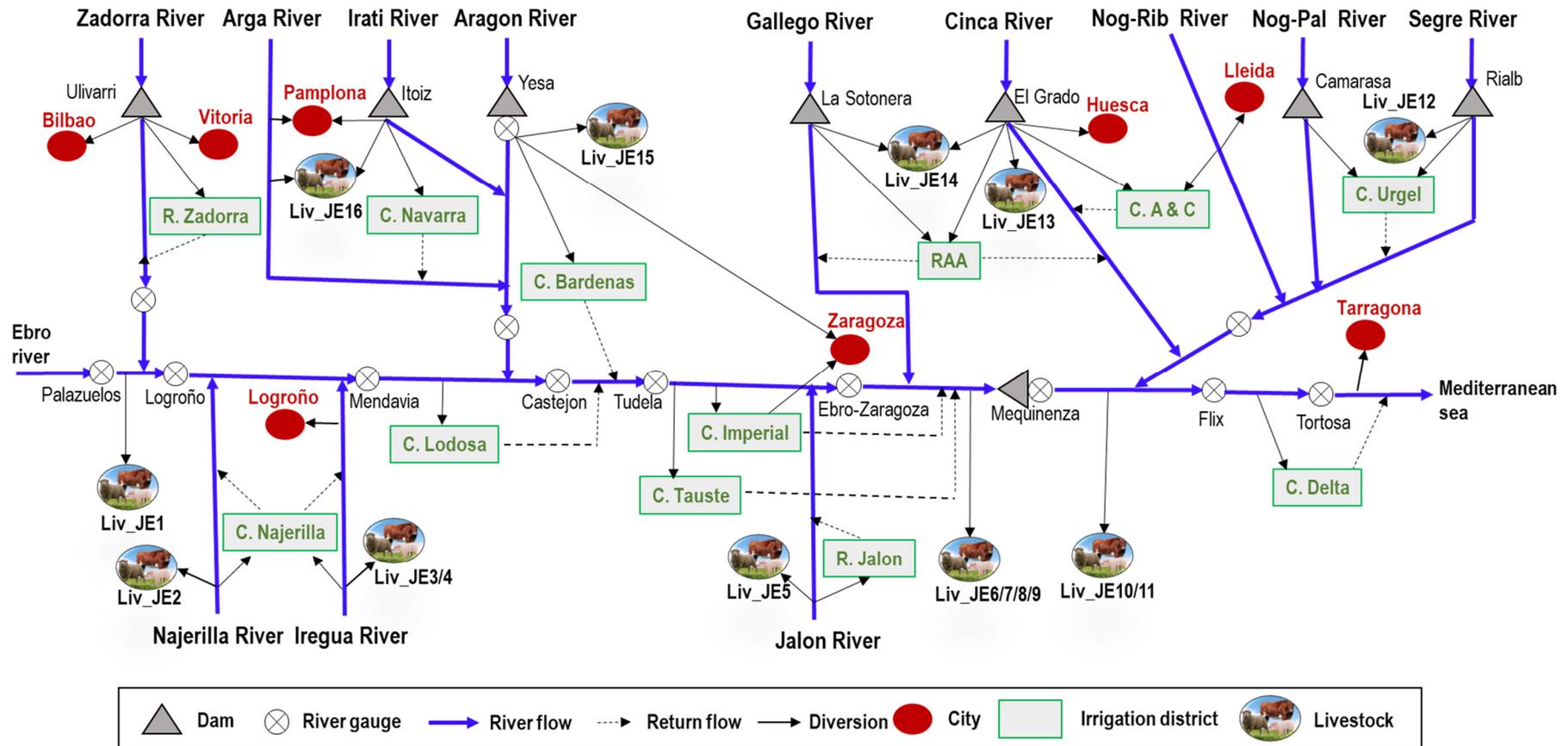
Donde P_i es el precio del cultivo i , Y_{ijk} es el rendimiento del cultivo i bajo el sistema de riego j en el polígono k , y CP_i representa los costes directos e indirectos del cultivo i .

El principio de renta ricardiana se utiliza en la función de rendimiento, y supone que el rendimiento decrece al aumentar la escala de producción. La función de rendimiento es lineal y decreciente en la superficie del cultivo i bajo el sistema de riego j , y viene dada por:

$$Y_{ijk} = \beta 0_{ijk} + \beta 1_{ijk} X_{ijk}^{IR} \quad [11]$$

En la calibración del modelo se ha utilizado la programación matemática positiva (PMP), utilizando el procedimiento de Dagnino y Ward (2012), que permite estimar los parámetros de la función de rendimiento lineal, $\beta 0_{ijk}$ y $\beta 1_{ijk}$.

Figura 3. Red hidrológica de la cuenca del Ebro¹



¹ Los polígonos de riego son R. Zadorra: Riegos de Zadorra; C. Navarra: Canal de Navarra; C. Bardenas: Canal de Bardenas; C. Najerilla: Canales del Najerilla; C. Lodosa: Canal de Lodosa; C. Imperial: Canal Imperial; C. Tauste: Canal de Tauste; R. Jalón: Riegos del Jalón; RAA: Riegos del Alto Aragón; C. A & C: Canal de Aragón y Cataluña; C. Urgel: Canal de Urgel; C. Delta: Canales del Delta.

La ganadería está representada por el número de la Junta de Explotación.

El modelo de optimización de los cultivos en secano se define para cada Junta de Explotación. Este modelo maximiza los beneficios privados de los agricultores, sujeto a las restricciones técnicas y de recursos. Se ha utilizado una función de producción de rendimientos constantes de los cultivos y precios constantes de inputs y outputs. El problema de optimización es el siguiente:

$$\text{Max } B_e^{DRY} = \sum_{i_{dr}} C_{ei_{dr}}^{\prime(DRY)} \cdot X_{ei_{dr}}^{DRY} \quad [12]$$

sujeto a

$$\sum_{i_{dr}} X_{ei_{dr}}^{DRY} \leq Tland_e^{DRY}; \quad [13]$$

$$\sum_{i_{dr}} L_{ei_{dr}} \cdot X_{ei_{dr}}^{DRY} \leq Tlabor_e^{DRY} \quad [14]$$

$$\sum_{i_{dr}} N_{ei_{dr}} \cdot X_{ei_{dr}}^{DRY} \leq Tnitrogen_e^{DRY} \quad [15]$$

$$X_{ei_{dr}}^{DRY} \geq 0 \quad [16]$$

donde, B_e^{DRY} es el beneficio privado en cada Junta de Explotación e , y $C_{ei_{dr}}^{\prime(DRY)}$ es la renta neta por hectárea del cultivo i_{dr} . La variable de decisión del problema de optimización es $X_{ei_{dr}}^{DRY}$, el área ocupada por cada cultivo i_{dr} en la Junta de Explotación e . Los cultivos de secano más importante en la cuenca son cebada, trigo, alfalfa, almendro, olivar, y viñedo.

Las restricciones del modelo de secano son las ecuaciones [13], [14], [15], y [16]. La ecuación [13] es la restricción de la tierra, que es la superficie disponible en cada Junta de Explotación e , $Tland_e^{DRY}$. La ecuación [14] es la restricción de mano de obra, que representa la disponibilidad de trabajo en cada Junta de Explotación e , $Tlabor_e^{DRY}$. La ecuación [15] es la restricción de nitrógeno, que representa la disponibilidad de nitrógeno en cada junta de explotación e , $Tnitrogen_e^{DRY}$. $N_{ei_{dr}}$ es la fertilización de nitrógeno por hectárea del cultivo i_{dr} . La ecuación [16] es la restricción de no negatividad.

La renta neta por hectárea $C_{ei_{dr}}^{\prime(DRY)}$ es la diferencia entre los ingresos y los costes de producción. La renta neta de cada cultivo es constante y se calcula de la manera siguiente:

$$C_{ei_{dr}}^{\prime(DRY)} = P_{i_{dr}}^{DRY} \cdot Y_{ei_{dr}}^{DRY} - CP_{i_{dr}}^{DRY} \quad [17]$$

donde, $P_{i_{dr}}^{DRY}$ es precio del cultivo en secano i_{dr} , $Y_{ei_{dr}}^{DRY}$ es el rendimiento del cultivo i_{dr} en la Junta de Explotación e , y $CP_{i_{dr}}^{DRY}$ es el coste de producción del cultivo i_{dr} . El rendimiento de los cultivos en secano se considera constante.

El modelo de optimización de la ganadería representa la función de producción en cada Junta de Explotación. Este modelo maximiza los beneficios privados de la ganadería, y el problema de optimización se define de la siguiente forma:

$$\text{Max } B_e^{LIV} = \sum_a C_{ea}^{\prime LIV} \cdot A_{ea} \quad [18]$$

sujeto a

$$\sum_a F_{ea} \cdot A_{ea} \leq Tfeed_e \quad [19]$$

$$\sum_a L_{ea} A_{ea} \leq Tlabor_e^{LIV} \quad [20]$$

$$A_{ea} \geq 0 \quad [21]$$

El B_e^{LIV} es el beneficio privado de los ganaderos en cada Junta de Explotación e , que es la suma de la renta neta C'_{ea}^{LIV} por tipo de animal a multiplicado por el número de cabezas A_{ea} . La variable de decisión es A_{ea} , que es el número de animales de cada tipo de ganado a en cada Junta de Explotación e . La ecuación [19] es la restricción de alimentación de la ganadería, que representa la disponibilidad de piensos en cada junta de explotación e . L_{ea} es el trabajo por tipo de animal a y por Junta de Explotación e . Las especies ganaderas más importantes en la cuenca son porcino, ovino y bovino.

En el uso urbano, se utiliza un modelo de excedente económico de los centros urbanos en la cuenca. El modelo maximiza los excedentes del consumidor y del productor por el uso de agua urbana, sujeto a la restricción de balance entre oferta y demanda de agua. El problema de optimización se expresa de la siguiente forma:

$$Max B_u^{URB} = (a_{du} \cdot Q_{du} - \frac{1}{2} \cdot b_{du} \cdot Q_{du}^2 - a_{su} \cdot Q_{su} - \frac{1}{2} \cdot b_{su} \cdot Q_{su}^2) \quad [22]$$

sujeto a

$$Q_{du} - Q_{su} \leq 0 \quad [23]$$

$$Q_{du}; Q_{su} \geq 0 \quad [24]$$

donde B_u^{URB} es la suma de los excedentes del consumidor y productor en la ciudad u . Las variables Q_{du} y Q_{su} son la demanda y la oferta de agua en la ciudad u , respectivamente. Los parámetros a_{du} y b_{du} son el termino constante y la pendiente de la función inversa de demanda, $P_{du} = a_{du} + b_{du} \cdot Q_{du}$. Los parámetros a_{su} y b_{su} son el termino constante y la pendiente de la función inversa de oferta de agua, $P_{su} = a_{su} + b_{su} \cdot Q_{su}$. La ecuación [23] implica que la oferta de agua debe ser mayor o igual que la demanda. La variable Q_{su} es la cantidad de agua suministrada y es la variable que conecta el componente económico del uso urbano con el componente hidrológico. Los parámetros de la demanda de agua se han obtenidos de las estimaciones de Arbués et al. (2004) y Arbués et al. (2010).

3.3. El componente ambiental

En el componente ambiental se analiza la contaminación difusa, valorando el daño ambiental derivado de las actividades agrarias en la cuenca del Ebro. Por una parte, se calcula la carga de nitratos de los cultivos de regadío y secano, y la carga de la ganadería. Por otra se calculan las emisiones GEI de los sectores agrícola y ganadero. Las emisiones GEI estimadas son las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso de los cultivos, las emisiones de metano de la fermentación entérica, y las emisiones de metano y de óxido nitroso del manejo del estiércol. La

estimación de los costes sociales de la contaminación difusa de origen agrario es una tarea compleja que requiere analizar en detalle los procesos biofísicos que generan las emisiones contaminantes, los procesos de transporte y destino, su localización, los daños sobre los recursos hídricos y la atmósfera, y el coste medioambiental de estos daños.

El lixiviado y la escorrentía de las aguas con alto contenido de nitratos, que resultan de las actividades agrícola y ganadera, contribuyen a la degradación de los recursos hídricos. La carga de nitratos en el agua es consecuencia de la excesiva fertilización nitrogenada, las prácticas de riego poco eficientes, y la falta de aprovechamiento del nitrógeno excretado por la ganadería. La carga de nitrógeno que contamina los cursos de agua por las actividades de cultivo y los estiércoles de la ganadería se determinan mediante las siguientes ecuaciones:

$$Tleach_k^{IR} = \sum_{ij} L_{ijk} \cdot X_{ijk}^{IR} \quad [25]$$

$$Tleach_e^{DRY} = \sum_{i_{dr}} L_{ei_{dr}} \cdot X_{ei_{dr}}^{DRY} \quad [26]$$

$$TNex_e = \sum_a Nex_{ea} \cdot A_{ea} \quad [27]$$

La ecuación [25] determina el nitrógeno lixiviado de los cultivos de regadío en el polígono de riego k , $Tleach_k^{IR}$, donde L_{ijk} es la fracción de nitrógeno lixiviada por hectárea del cultivo i bajo el sistema de riego j en el polígono de riego k y X_{ijk}^{IR} es la superficie del cultivo i . La ecuación [26] determina el nitrógeno lixiviado de los cultivos de secano en la junta de explotación e . $L_{ei_{dr}}$ es la fracción de nitrógeno lixiviada del cultivo i_{dr} en la junta de explotación e y $X_{ei_{dr}}^{DRY}$ es la superficie de secano. En cuanto a la cantidad de nitrógeno excretado, se ha multiplicado el nitrógeno excretado por cabeza de cada especie de animal a por el número de cabezas A_{ea} de cada tipo de animal a en cada junta de explotación e .

La metodología aplicada en la estimación de las emisiones GEI de origen agrario es el método Nivel 1 (Tier 1) del IPCC. Las emisiones GEI se estiman mediante las siguientes ecuaciones:

$$\text{Direct } N_2O \text{ Emis IR} = \sum_i (N_{ijk} \cdot X_{ijk}^{IR} \cdot EF_1 \cdot \frac{44}{28} \cdot GWP_{N_2O}) / 1000 \quad [28]$$

$$\text{Direct } N_2O \text{ Emis DRY} = \sum_{i_{dr}} (N_{ei_{dr}} \cdot X_{ei_{dr}}^{DRY} \cdot EF_1 \cdot \frac{44}{28} \cdot GWP_{N_2O}) / 1000 \quad [29]$$

$$\text{Indirect } N_2O \text{ Emis IR} = \sum_i (L_{ijk} \cdot X_{ijk}^{IR} \cdot EF_2 \cdot \frac{44}{28} \cdot GWP_{N_2O}) / 1000 \quad [30]$$

$$\text{Indirect } N_2O \text{ Emis DRY} = \sum_{i_{dr}} (L_{ei_{dr}} \cdot X_{ei_{dr}}^{DRY} \cdot EF_2 \cdot \frac{44}{28} \cdot GWP_{N_2O}) / 1000 \quad [31]$$

$$CH_4 \text{ Emis from enteric fermentation} = \sum_a (A_{ea} \cdot EF_{3a} \cdot GWP_{CH_4}) / 1000 \quad [32]$$

$$N_2O \text{ Emis from manure management} = \sum_{as} (A_{ea} \cdot Nex_{ea} \cdot EF_{4s} \cdot \frac{44}{28} \cdot GWP_{N_2O}) / 1000 \quad [33]$$

$$CH_4 \text{ Emis from manure management} = \sum_a (A_{ea} \cdot EF_{5a} \cdot GWP_{CH_4}) / 1000 \quad [34]$$

Las emisiones de óxido nitroso de los suelos agrícolas se derivan de los procesos de nitrificación y desnitrificación y tienen una relación directa con el aporte de nitrógeno a los suelos. Estas emisiones se dividen en emisiones directas resultantes de la fertilización aplicada, y emisiones

indirectas como consecuencia de las pérdidas de nitrógeno por lixiviación y escorrentía. Las ecuaciones [28] y [29] representan las emisiones directas de óxido nitroso de las actividades de cultivos en regadío y secano, respectivamente, donde N_{ijk} y N_{eidr} son los aportes de nitrógeno a los cultivos en regadío i y secano i_{dr} en cada polígono de riego k o en cada junta de explotación e . Las ecuaciones [30] y [31] representan las emisiones indirectas de N_2O de las actividades de regadío y secano, respectivamente. L_{ijk} y L_{eidr} son las fracciones de lixiviado por cultivo en regadío (i) y secano (i_{dr}), y X_{ijk}^{IR} y X_{eidr}^{DRY} son las superficies cultivadas de los cultivos en regadío y secano. Los factores de emisión de óxido nitroso de los suelos agrícolas son 0.010 Kg de N_2O -N por kilogramo de aporte de nitrógeno para las emisiones directas EF_1 , y 0.011 Kg de N_2O -N por kilogramo de lixiviado para las emisiones indirectas EF_2 (IPCC, 2019a). Los coeficientes GWP_{N_2O} y GWP_{CH_4} definen el potencial de calentamiento de efecto invernadero para el óxido nitroso (265) y el metano (28). El coeficiente $\frac{44}{28}$ es el ratio del peso molecular entre el óxido nitroso y el nitrógeno.

Las emisiones de la actividad ganadera incluyen las emisiones de metano de la fermentación entérica, y las emisiones de óxido nitroso y metano del manejo del estiércol. La ecuación [32] representa las emisiones de metano de la fermentación entérica de los rumiantes (ovino y bovino), donde A_{ea} es el número de cabezas de la especie animal a en cada junta de explotación e , mientras que EF_{3a} es el factor de emisión de la especie animal a . La ecuación [33] representa las emisiones de óxido nitroso del manejo de estiércol, donde $N_{ex_{ea}}$ es el nitrógeno excretado de la especie animal a en la junta de explotación e . EF_{4s} es el factor de emisión de N_2O del manejo de estiércol, que varía según el tipo de sistema de manejo de estiércol s . En cuanto a las emisiones de CH_4 procedentes del manejo de estiércol, se ha multiplicado el número de cabezas A_{ea} de cada tipo de animal a en cada junta de explotación e por los factores de emisión correspondiente EF_{5a} (IPCC, 2019b).

La contaminación por nitratos de los recursos hídricos generada por las actividades agrarias se determina por la carga de nitrógeno de las actividades de cultivo en regadío y secano, y la carga de nitrógeno excretado por la ganadería.

El daño medioambiental de las actividades agrarias es la suma del coste de las emisiones GEI y el coste de la contaminación de nitrógeno en los cursos de agua. El coste social de los daños de las emisiones GEI se determina a partir del volumen de emisiones GEI y de un coste social de carbono de 40€/tCO₂e. El coste social de carbono está tomado de las estimaciones de la OCDE y otras fuentes (Smith y Braathen, 2015, Wang et al., 2019). El daño ambiental de los nitratos se estima a partir del lixiviado de las actividades de cultivo y del nitrógeno excretado por la ganadería, y de un coste de eliminación del nitrato en el agua de 1,3 €/kg NO₃-N (Martínez y Albiac, 2006). El daño ambiental se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$ED = \sum_l (CE_l \cdot C_{sc} + 0.4 \cdot L_l \cdot C_n) \cdot X_l + \sum_a (LE_a \cdot C_{sc} + 0.4 \cdot N_{ex_a} \cdot C_n) \cdot A_a \quad \forall l = i, i_{dr} \quad [35]$$

La ecuación [35] representa el daño ambiental de las actividades agrarias, donde $CE_l \cdot C_{sc}$ y $LE_a \cdot C_{sc}$ son los costes de las emisiones GEI de las actividades de cultivo y de la ganadería, respectivamente. C_{sc} es el coste social de carbono y C_n es el coste del daño de los nitratos en los cursos de agua. CE_l representa las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso de los cultivos por hectárea, y LE_a representa las emisiones de óxido nitroso y metano de la ganadería por animal. Ambas variables se expresan en toneladas de CO₂ equivalente. Los términos $L_l \cdot C_n$ y $N_{ex_a} \cdot C_n$ representan el daño de la carga de nitratos en los cursos de agua, donde L_l es el lixiviado por hectárea de los cultivos de regadío y secano, y N_{ex_a} es el nitrógeno excretado por animal a . En este trabajo suponemos que el 40% del lixiviado y del nitrógeno excretado de la actividad agraria llegan a los recursos hídricos.

3.4. Análisis de políticas de contaminación difusa

El modelo de optimización de la cuenca del Ebro integra los tres componentes descritos anteriormente, y el modelo se utiliza para analizar diferentes políticas de mitigación y adaptación al cambio climático, y de mejora de la calidad del agua. El modelo maximiza el beneficio social de las actividades económicas, sujeto a las restricciones hidrológicas y a las restricciones de los modelos de optimización de los sectores económicos. El modelo de optimización se formula de la siguiente forma:

$$Max \left(\sum_p B_p - ED_p \right) \quad \forall p = k, e, u \quad [36]$$

sujeto a las restricciones [1], [2], [3], [5], [6], [7], [8], [9], [13], [14], [15], [16], [19], [20], [21], [23], [24], donde B_p son los beneficios privados de los cultivos (k) y la ganadería (e), y de los centros urbanos (u) en cada nodo p . ED_p es el daño ambiental derivado de las actividades económicas.

El modelo hidroeconómico del Ebro se utiliza para analizar los impactos de la sequía sobre los usos de agua. Se ha desarrollado tres escenarios que evalúan la disponibilidad de agua en condiciones normales, sequía moderada, y sequía severa. Estos escenarios permiten evaluar la disponibilidad futura de agua en la cuenca y el impacto de las sequías sobre los beneficios sociales. Los escenarios de sequía vienen dados por la reducción de las entradas de agua con respecto a las condiciones normales, con reducciones de un 30% y un 40% para condiciones de sequía moderada y severa, respectivamente.

El modelo hidroeconómico también se utiliza para evaluar diversas políticas de mitigación y adaptación al cambio climático y de reducción de la contaminación del agua. Estas políticas favorecen el uso eficiente del nitrógeno y el agua en las actividades agrarias, la reducción de las pérdidas de nutrientes, y la mejora de la calidad del agua. El modelo estima la carga de nutrientes en los cursos de agua de la cuenca, las emisiones GEI bajo cada política de mitigación, y las medidas de adaptación. La adecuación de las políticas se evalúa por su impacto sobre el beneficio social de la cuenca. Las políticas seleccionadas son P1: Optimización de la fertilización nitrogenada; P2: Sustitución de la fertilización mineral por orgánica; P3: Modernización del regadío; P4: Plantas de tratamiento de estiércol; P5: Limitación estricta del nitrógeno aplicado (-

Cuadro 1. Descripción de las distintas políticas

Políticas	Descripción
P1	Uso eficiente de la fertilización nitrogenada según las necesidades de cada cultivo, sin afectar al rendimiento.
P2	Sustitución de la fertilización mineral por fertilización orgánica hasta un 60%.
P3	Sustitución del riego por inundación por sistemas de riego más eficientes.
P4	Uso de tecnologías de tratamiento del estiércol para reducir las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso.
P5	Limitación estricta en un 45% de la fertilización de nitrógeno aplicado en la cuenca.
P6	Limitación de las emisiones GEI en un 20% y un 40%.

45%); y P6: Limitación de las emisiones de GEI (-20% y -40%). La descripción de las políticas de mitigación y adaptación al cambio climático se muestra en el cuadro 1.

4. Resultados

4.1. Asignación del agua y escenarios de sequías

Los resultados de la asignación de agua y los beneficios de los sectores económicos bajo el escenario base y los escenarios de sequía se muestran en el cuadro 2. El beneficio privado generado por las actividades agrarias en el Ebro en condiciones normales de disponibilidad de agua asciende a 1.887 M€, y el excedente social de los centros urbanos en la cuenca es de 1.859 millones de euros. La utilización de agua en el regadío, la ganadería y los centros urbanos es 4.754 Mm³. Las actividades de regadío generan 812 millones de euros y utilizan 4.377 Mm³ de agua, y la ganadería genera unos beneficios de 807 M€ con un uso de agua de 55 Mm³.

El cuadro 2 muestra también la superficie de regadío y secano y las cabezas de ganado en el escenario base y en los escenarios de sequía, con la distribución de la tierra por grupo de cultivo y tecnología de riego. La superficie de regadío en condiciones meteorológicas normales alcanza las 557.000 ha, con un 66% de cereales, un 12% de hortalizas, y un 22% de frutales. El riego por inundación cubre 292.000 ha, la aspersión 174.000 ha, y el goteo 91.000 ha. En los cultivos de regadío se utilizan 37.000 unidades de trabajo anuales (UTA) y en los cultivos de secano se emplean 33.000 UTA.

En condiciones de sequía, la distribución de agua a los polígonos de riego se reduce con una asignación proporcional, mientras que la asignación de agua a los centros urbanos y la ganadería se mantiene. Los centros urbanos tienen prioridad en la utilización del agua sobre cualquier otro uso, seguidos por la ganadería. Los animales utilizan solamente el uno por cien del agua usada en la cuenca en condiciones climáticas normales. Por tanto, el agua no es un factor limitante para la ganadería en condiciones de sequía. El uso de agua en sequía moderada se reduce un 30% hasta 3.441 Mm³, mientras que los beneficios privados del regadío disminuyen hasta 747 M€ y la superficie cae a 362.000 ha. Los cereales ocupan 212.000 ha, las hortalizas 43.000 ha, y los frutales 107.000 ha. En cuanto a la tecnología de riego, el riego por inundación disminuye un 49%, el riego por aspersión un 33%, y el riego por goteo un 9%.

En el escenario de sequía severa, la asignación de agua se reduce un 40%, hasta 2.626 Mm³, y la pérdida de beneficios del regadío es de 100 millones de euros. La superficie de regadío

Cuadro 2. Uso de la tierra, cabezas de ganado, asignación de agua, daño ambiental, y beneficios privados y sociales bajo el escenario base y sequías

Aggregate results	Normal flow	Moderate drought	Severe drought
Land (1,000 Ha)			
Irrigated land	557	362	317
Cereals	369	212	176
Vegetables	66	43	38
Fruit trees	122	107	103
Dryland	1,194	1,194	1,194
Cereals	900	900	900
Fruit trees	294	294	294
Livestock (1,000 head)			
Swine	12,913	12,913	12,913
Ovine	2,154	2,154	2,154
Beef cattle	724	724	724
Dairy cattle	74	74	74
Water use (Mm³)			
Agriculture			
Irrigated land	4,377	3,064	2,626
Livestock	55	55	55
Urban	322	322	322
Total	4,754	3,441	3,003
Irrigation system (1,000 ha)			
Flood	292	158	130
Sprinkler	174	120	104
Drip	91	84	83
Private benefits (M€)			
Agriculture			
Irrigated land	812	747	712
Dryland	268	214	161
Livestock	807	807	807
Urban	1,859	1,859	1,859
Total	3,746	3,627	3,539
Environmental damages (M€)			
Irrigated land	34	22	20
Dryland	17	17	17
Livestock	339	339	339
Total	390	378	376
Social benefits (M€)			
Irrigated land	778	725	692
Dryland	251	197	144
Livestock	468	468	468
Urban	1859	1859	1859
Total	3,356	3,249	3,163

disminuye casi a la mitad (cereales -52%, hortalizas -42%, y frutales -16%), y la caída de superficie según el sistema de riego es -55% en inundación, -40% en aspersión, y -9% en goteo.

En general, se reducen los cultivos de baja rentabilidad y mayor necesidad de agua. Los resultados muestran que la sequía reduce sobre todo la superficie de cereales, seguido por las hortalizas, mientras que se mantiene la superficie de frutales (Figura 1, anejo). La distribución de las tecnologías de riego y los cultivos en los escenarios de sequía muestran las opciones eficientes de gestión del agua y la tierra para adaptarse a la escasez de agua. Estas alternativas adaptativas varían entre los distintos polígonos de riego debido a distintos factores como la diversificación de cultivos, el grado de modernización del sistema de riego, y el acceso a los recursos hídricos. Esto explica la variación del patrón de cultivos y la reducción de superficie entre los diferentes polígonos de riego (Figura 2, anejo).

4.2. Contaminación difusa de los recursos hídricos y de gases de efecto invernadero

La contaminación difusa de los recursos hídricos y de la atmosfera es un problema complejo, como señalan Shortle y Horan (2017). Los resultados muestran que la carga en el origen de nitrógeno en los cursos de agua de las actividades de cultivo de regadío y secano es de 34.000 t NO₃-N, y el nitrógeno excretado por la ganadería alcanza los 174.000 t NO₃-N. La ganadería porcina es la que genera una mayor excreción de nitrógeno (67%) debido a la importancia del sector porcino en Aragón y Cataluña. La carga de nitrógeno de los cultivos y la ganadería que entra en los suelos (contaminación en el origen) se localiza principalmente en el Canal de Urgel y los tramos bajos del Segre y el Gallego (Figura 3, anejo). Esta contaminación difusa alcanza las masas de aguas superficiales y se estima que la carga de nitratos que llega a los cursos de agua (contaminación en el medio) en la cuenca del Ebro es de alrededor de 83.000 t NO₃-N. Esta carga en el medio representa el 40% del total de la carga en el origen.

El balance de emisiones GEI de en la cuenca del Ebro de las actividades agrarias muestra que las emisiones GEI alcanzan los 7.1 MtCO_{2e}, de los que el 88% provienen de la ganadería, el 7% del regadío, y el 5% del secano. Las principales emisiones son las emisiones de metano del manejo de estiércol y la fermentación entérica, que alcanzan 3,6 MtCO_{2e} y 1,9 MtCO_{2e}, respectivamente. Las emisiones de óxido nitroso del manejo de estiércol representan el 10% de las emisiones agrarias. Las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso provenientes de la fertilización nitrogenada de los cultivos se acercan al millón de tCO_{2e}, con un 82% de emisiones directas y un 18% de emisiones indirectas por lixiviado y la escorrentía (Figura 4).

Las emisiones GEI a la atmosfera y la carga de nitratos en los recursos hídricos se concentran principalmente en el parte baja de los ríos Ebro, Gállego, Cinca, y Segre, donde se concentra los cultivos en regadío y la ganadería porcina (Figura 5). El daño ambiental de la contaminación difusa alcanza los 390 M€, de los que 282 M€ son daños de las emisiones GEI, y 108 M€ son daños de la carga de nitratos en los cursos de agua. El sector ganadero genera más contaminantes, por eso genera más daños ambientales (339 M€), seguidos por el regadío (34 M€), y el secano (17 M€), (Cuadro 1, anejo). Este daño ambiental reduce los beneficios netos para la sociedad hasta los 3.356 M€.

4.3. Análisis de políticas

4.3.1. Optimización de la fertilización nitrogenada

El uso eficiente de la fertilización nitrogenada en los cultivos de regadío y secano es una política interesante que permite reducir las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso y la carga de nitratos en los recursos hídricos, mejorando la calidad del agua y de la atmosfera. Los resultados muestran que la fertilización nitrogenada aplicada se reduce hasta las 121.000 toneladas y la contaminación por emisiones GEI cae un 26% hasta las 626.000 tCO_{2e}. En las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso de las actividades de cultivo se logra una reducción de 180.000 tCO_{2e} y 34.000 tCO_{2e}, respectivamente. La fertilización aplicada en el regadío se reduce

Figura 4. Carga de nitrógeno en los cursos de agua de la Cuenca del Ebro

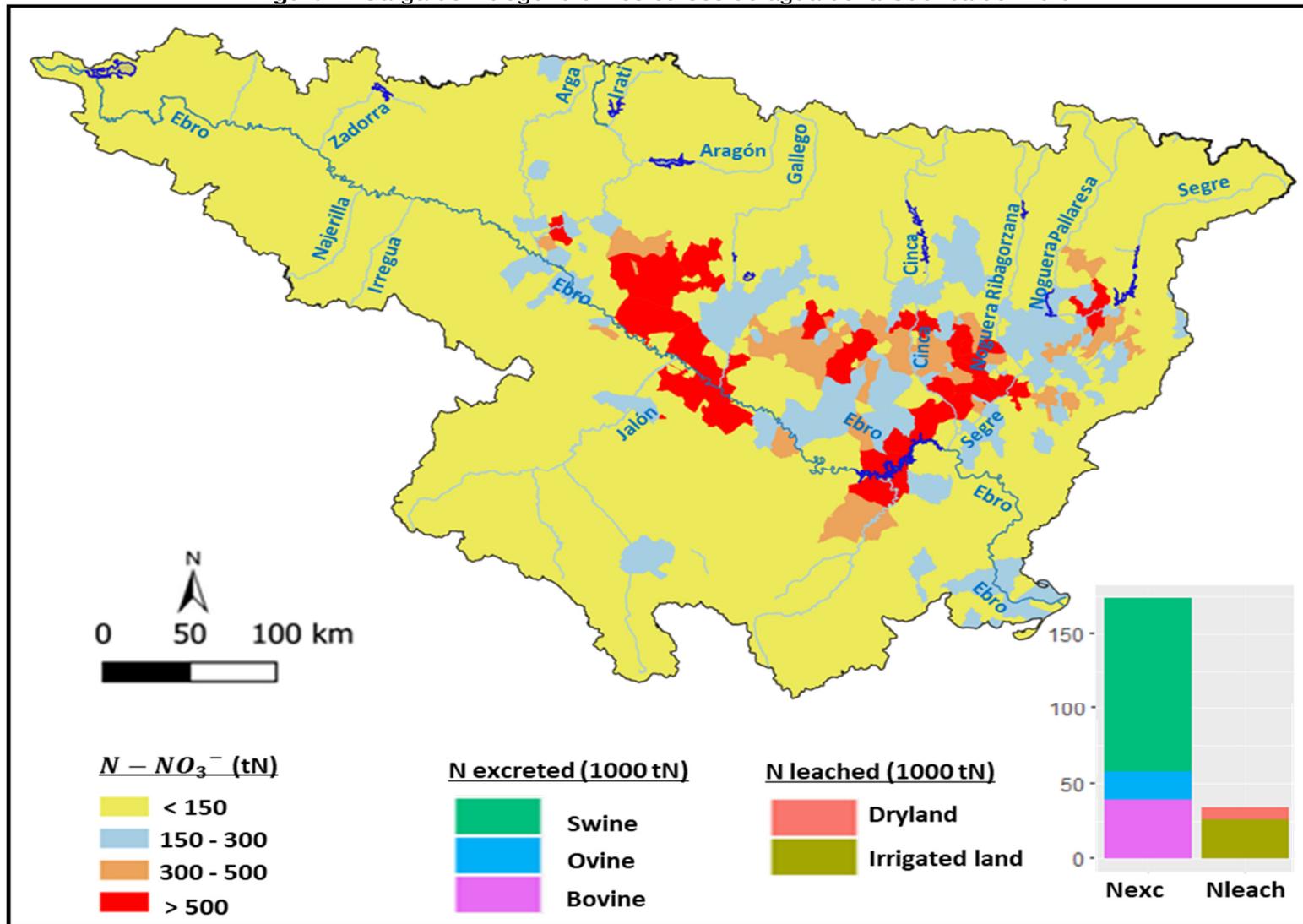


Figura 5. Emisiones GEI del sector agrario en la Cuenca del Ebro

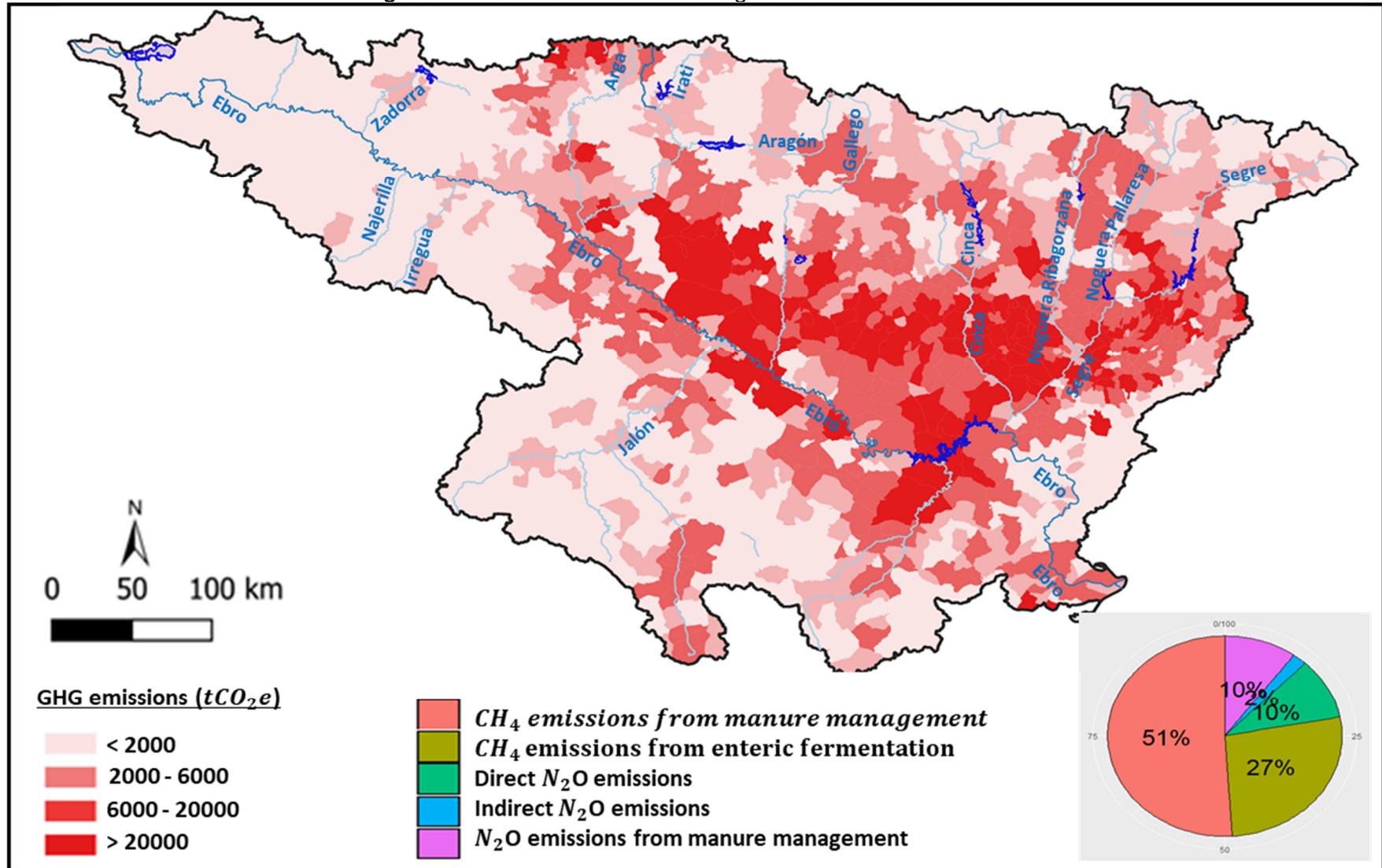
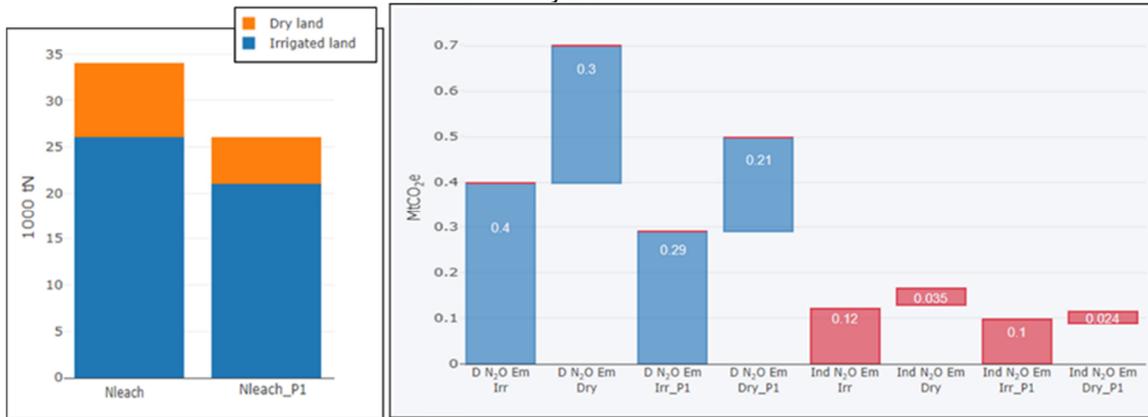


Figura 6. Nitrógeno lixiviado y emisiones de óxido nítrico de los cultivos bajo el escenario base y P1



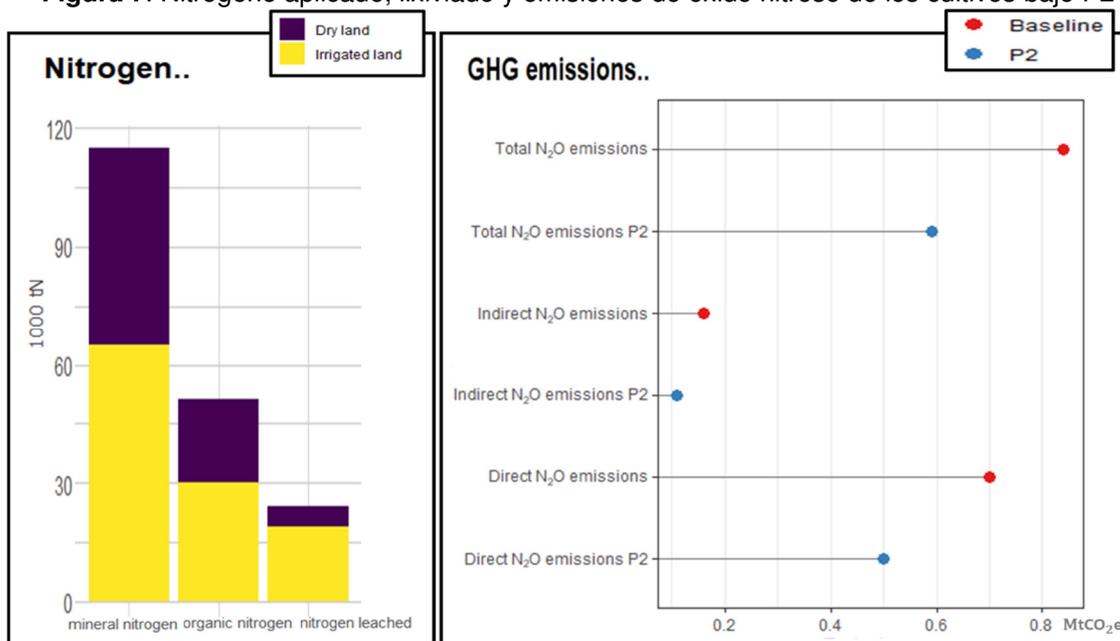
un 25% hasta 70.000 toneladas, lo que disminuye el nitrógeno lixiviado hasta las 21.000 toneladas, y las emisiones de óxido nítrico hasta las 389.000 tCO₂e. En el secano el nitrógeno lixiviado se reduce un 37.5% hasta las 5.000 toneladas y la contaminación atmosférica en un 29% hasta las 237.000 tCO₂e (Figura 6).

Esta política logra una reducción de 4.000 toneladas de NO₃-N en los cursos de agua que mejora la calidad del agua. El uso eficiente de la fertilización nitrogenada reduce un 24% el daño ambiental de las actividades de cultivo hasta los 38 M€, y aumenta el beneficio social un 6% hasta los 1.091 M€. La optimización de la fertilización nitrogenada genera ganancias para los agricultores y para el conjunto de la sociedad, ya que aumentan los beneficios privados del regadío en 29 M€ y los beneficios privados del secano en 21 M€. Esta política consigue beneficios económicos y ambientales, pero es importante la diseminación de esta información, la formación de los agricultores, y compromisos de cooperación de los agricultores justo a mecanismos de cumplimiento para lograr la optimización y racionalización de la fertilización nitrogenada. El objetivo es conservar y proteger los recursos naturales, y el medioambiente, garantizando una producción agrícola sostenible.

4.3.2. Sustitución de la fertilización mineral por orgánica

La sustitución de la fertilización mineral por orgánica es también una política interesante para reducir la contaminación difusa de la atmosfera y los recursos hídricos, así como para evitar los elevados costes de las tecnologías utilizados en las plantas de tratamiento de estiércol. El aumento en el uso circular del estiércol desde el 27% actuales al 60% como fertilizante de los cultivos favorece una agricultura más sostenible al reutilizar los nutrientes en el suelo y evitar la contaminación. La localización espacial de las parcelas agrícolas y las explotaciones ganaderas es un aspecto importante en esta política ya que determina el coste de transporte y la aplicación de los estiércoles. En este trabajo, se utiliza un coste de 3,7 €/m³ de estiércol para una distancia de 10 km, que incluye el transporte y el equipo especializado (Daudén et al., 2011). Los resultados muestran que el nitrógeno orgánico aplicado alcanza las 52.000 tN mientras que la aplicación de nitrógeno mineral se reduce un 30% hasta 115.000 tN. Esta política logra una

Figura 7. Nitrógeno aplicado, lixiviado y emisiones de óxido nitroso de los cultivos bajo P2



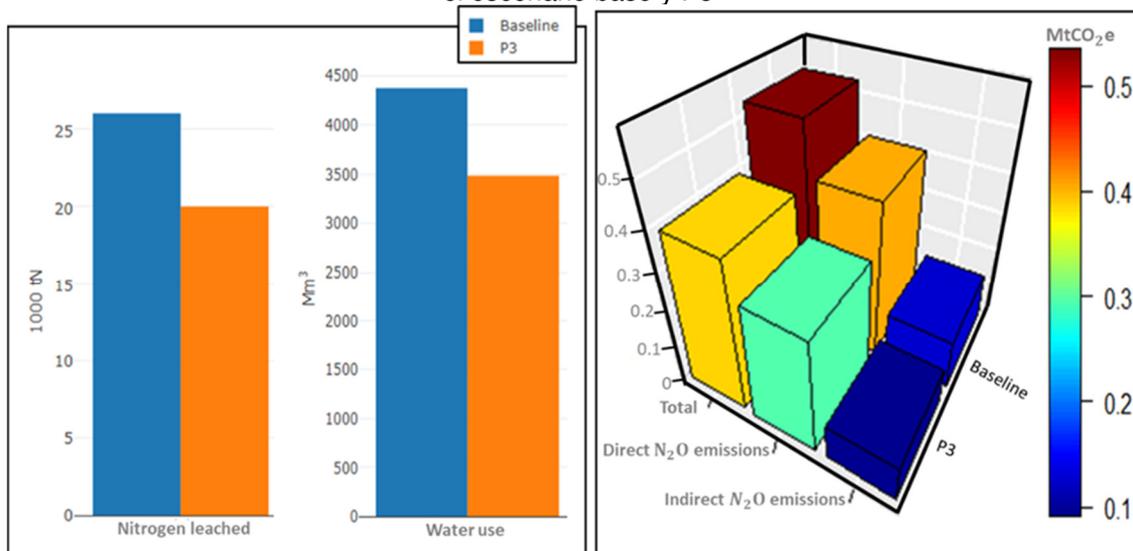
reducción de lixiviado de 10.000 tN. La contaminación de emisiones GEI de los cultivos de regadío cae un 29% hasta 358.000 tCO₂e, con una reducción de las emisiones directas de N₂O de 117.000 tCO₂e, y una reducción de las emisiones indirectas de 31.000 tCO₂e. Las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso de los cultivos en secano alcanzan los 233.000 tCO₂e, de los que 210.000 tCO₂e son emisiones directas y 23.000 tCO₂e son emisiones indirectas (Figura 7). La sustitución de la fertilización mineral por orgánica reduce en 4.000 t NO₃-N la carga de nitrógeno en los cursos de agua, lo que mejora la calidad del agua.

Esta política genera beneficios para los agricultores por la reducción del fertilizante mineral y la diferencia de coste entre el fertilizante mineral y el orgánico, por lo que los beneficios privados aumentan en 15 M€ hasta los 3.761 M€. La sustitución de la fertilización mineral por orgánica reduce el daño ambiental de la contaminación de nitrógeno a la atmosfera y a los cursos de agua hasta los 375 M€, mientras que aumenta el beneficio social hasta los 3.386 M€. Esta política tiene beneficios económicos y ambientales, pero es necesaria la cooperación entre los agricultores, los ganaderos y otros grupos de interés, para conseguir la circularidad en el uso de nitrógeno entre la ganadería y la agricultura.

4.3.3. Modernización del regadío

La modernización del regadío es un cambio tecnológico de los sistemas de riego y del proceso de producción agraria. Las nuevas tecnologías de riego mejoran la eficiencia del uso del agua y de los fertilizantes, lo que reduce las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso y la carga de nitratos en los recursos hídricos. Los resultados muestran que hay una reducción del 20% en el uso del agua y del 23% en el uso de fertilizantes. La contaminación por las emisiones GEI de los cultivos en regadío cae un 22% hasta 394.000 tCO₂e, con una reducción de las emisiones directas de N₂O de 85.000 tCO₂e y una reducción de las emisiones indirectas de 27.000 tCO₂e (Figura 8). La modernización del regadío logra una reducción de 2.000 toneladas de NO₃-N en los

Figura 8. Nitrógeno lixiviado, uso de agua y emisiones de N₂O en los cultivos de regadío bajo el escenario base y P3



cursos de agua. La superficie de regadío disminuye hasta las 467.000 ha, con una caída de superficie del 23% en los cereales hasta 286.000 ha, del 9% en las hortalizas hasta 60.000 ha, y del 1% en los frutales hasta 121.000 ha. La superficie de regadío por inundación disminuye al aumentar la superficie con sistemas de riego avanzados. Con la modernización del regadío, el riego por aspersión aumenta un 66% y el riego por goteo aumenta un 68%.

Esta política genera beneficios para los agricultores por la reducción del uso de nitrógeno y del agua, y por el aumento de rendimientos al cambiar a sistemas de riego más eficientes, aunque los costes de modernización son muy elevados. En consecuencia, estos elevados costes reducen los beneficios privados de los cultivos en regadío en un 17% hasta 678 M€. La modernización del regadío reduce el daño ambiental en un 24% hasta los 26 M€ por la disminución de la carga de nitrógeno en los cursos de agua y del N₂O a la atmósfera, pero los beneficios sociales disminuyen en un 16% hasta 652 M€.

La modernización de regadíos facilita que pueda realizarse una gestión más sostenible de regadío a través de la cooperación entre los agricultores, la autoridad de cuenca y las administraciones públicas, y otros grupos de interés. Esta cooperación percutiría una asignación eficiente del agua y la reducción de la contaminación. Ahora bien en ausencia de cooperación, la modernización del regadío puede resultar en una mayor escasez de agua en la cuenca. La razón es que las ganancias en eficiencia pueden llevar a expandir el regadío, cultivos con exigentes en agua, o dobles cosechas, con lo que la aumenta la evapotranspiración y se reducen los retornos de agua en cuenca (Grafton et al., 2018).

4.3.4. Plantas de tratamiento de estiércol

El uso de tecnologías de tratamiento de estiércol permite reducir las emisiones directas e indirectas a los cursos de agua, y las emisiones de óxido nitroso del manejo del estiércol a la atmosfera. Estas tecnologías requieren fuertes inversiones y tienen altos costes de operación y mantenimiento. En este trabajo, se consideran plantas de 50.000 m³/año con procesos de

nitrificación y desnitrificación, y con un coste total de 7 €/m³ (Flotats et al., 2011). Las plantas de tratamiento de estiércol en la cuenca del Ebro podrían reducir las emisiones GEI en 0,7 MtCO_{2e}. Las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso se reducen en 0,3 y 0,1 MtCO_{2e}, respectivamente, y las emisiones de óxido nitroso del manejo de estiércol en 0,3 MtCO_{2e}. Esta política supone un aumento de costes de 180 M€, lo que reduce los beneficios hasta 3.565 M€. Los resultados indican que el daño ambiental de la contaminación difusa se reduce un 25 % hasta 294 M€, y que el beneficio social se reduce un 3% hasta 3.271 M€. Las inversiones en plantas de tratamiento de estiércol serían necesarias en zonas que generan grandes cantidades de estiércol que no puede reutilizarse como fertilizante por la falta de cultivos en el área.

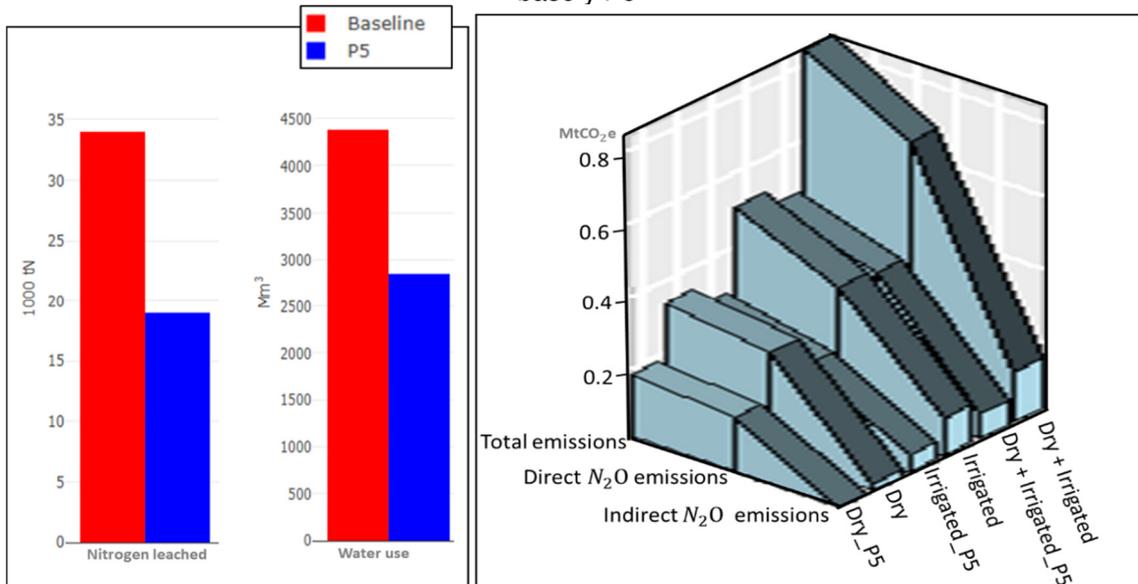
4.3.5. Límite estricto de la fertilización en la cuenca

Esta política reduce de manera significativa la fertilización nitrogenada, estableciendo un límite a la aplicación de nitrógeno en toda la cuenca. Este límite es mucho más estricto (-45%) que la reducción de fertilización hasta el nivel de las necesidades de los cultivos del escenario P1, aunque el límite se establece a nivel de cuenca y no a nivel de parcela. Esta política limita el volumen total de nitrógeno aplicado a 91.000 toneladas, y reduce las emisiones directas hasta las 378.000 tCO_{2e} (-45%), y las emisiones indirectas hasta las 86.000 tCO_{2e} (-44%). El nitrógeno aplicado en el regadío se reduce hasta las 51.000 toneladas (-45%), lo que disminuye el nitrógeno lixiviado a 15.000 toneladas (-42%). La superficie de regadío disminuye cerca del 40%, y afecta en especial a los cereales (-47%) y las hortalizas (-33%), y en menor grado a los frutales (-11%). Disminuye la superficie del riego por inundación (-50%) y por aspersión (-33%), mientras que se mantiene mejor el riego por goteo (-8%). La cantidad de agua utilizada alcanza los 2.848 Mm³, con una reducción del 35% respecto al escenario base. La superficie de secano se contrae un 35%, con lo que disminuye la aplicación de nitrógeno a 40.000 toneladas y la carga de contaminación de nitrógeno a 4.000 toneladas (Figura 9). La contaminación por nitratos de los cursos de agua en la cuenca se reduce en 6.000 t NO₃-N.

El límite de nitrógeno a nivel de cuenca genera beneficios ambientales y pérdidas económicas. Los beneficios ambientales consisten en la reducción de la contaminación de la atmósfera y de los cursos de agua. Las pérdidas económicas se derivan de la caída de ingresos por la reducción de la superficie cultivada. Los resultados muestran que el daño ambiental cae casi a la mitad (28 M€), pero el beneficio social también cae un 12% (hasta 908 M€) al disminuir la superficie cultivada.

La limitación del volumen de nitrógeno aplicado a nivel de cuenca es una política difícil de implementar por la dificultad de controlar la utilización de fertilizantes por los agricultores. La aplicación de este tipo de medidas puede estar basado en incentivos económicos, como impuestos o subvenciones ligados a sistemas de control de la carga de nitrógeno en los retornos de agua, o a medidas basadas en la auto-organización de los agricultores con reglas de fertilización, y mecanismos de vigilancia y sanción por incumplimiento. Para lograrlo es necesario la cooperación entre los agricultores, las comunidades de regantes, las asociaciones de agricultores, los responsables políticos, y otros grupos de interés.

Figura 9. Nitrógeno lixiviado, uso de agua y emisiones de N₂O de los cultivos bajo el escenario base y P5



4.3.6. Límite de las emisiones GEI

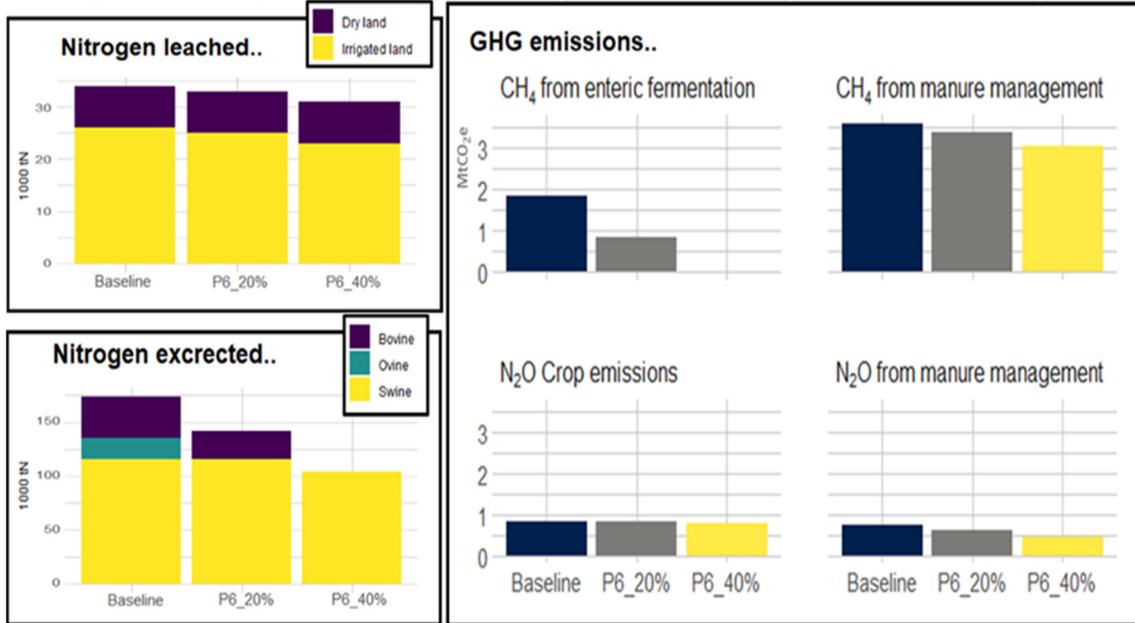
El límite de emisiones GEI es una política que reduce la carga de emisiones GEI de los cultivos y la ganadería. Esta política limita las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso de los cultivos, las emisiones de metano de la fermentación entérica, y las emisiones de óxido nitroso y metano del manejo del estiércol. Se establecen dos niveles de reducción de emisiones GEI: el 20% y el 40%. Estos límites se basan en los objetivos de reducción de emisiones GEI de la Unión Europea del 20% en 2020 y del 40% en 2030.

Los resultados muestran que la reducción del 20% de las emisiones supone disminuir el nitrógeno aplicado hasta 163.000 tN, con lo que el nitrógeno lixiviado cae a 33.000 tN. La superficie del regadío disminuye hasta 548.000 ha mientras que la superficie de secano se mantiene, y el consumo de agua del regadío se reduce a 4.314 Mm³. En la ganadería, el límite del 20% en las emisiones mantiene el porcino, reduce el bovino de carne un 20% hasta los 580.000 cabezas, y elimina las especies menos rentables y contaminantes. El consumo de agua se reduce un 16% hasta 46 Mm³, y el nitrógeno excretado un 18% hasta las 142.000 tN.

Las emisiones GEI alcanzan las 5.7 MtCO₂e, de las que el 84% provienen de la ganadería, y el 17% de los cultivos. La contaminación por emisiones GEI de la ganadería cae un 23% hasta 4.877 MtCO₂e, con una reducción de las emisiones de metano de la fermentación entérica de 1 MtCO₂e, una reducción de las emisiones de óxido nitroso del manejo de estiércol de 132.000 tCO₂e, y una reducción de las emisiones de metano del manejo de estiércol de 176.000 tCO₂e.

La contaminación por las emisiones de óxido nitroso de los cultivos es de 832.000 tCO₂e, la mayor parte de los cultivos de regadío (60%). Esta política reduce también el lixiviado y la escorrentía de la fertilización de nitrógeno y del nitrógeno excretado, y se logra una reducción de 13.000 toneladas de emisiones de NO₃-N en los cursos de agua. El daño ambiental en la cuenca del Ebro se reduce un 18% hasta 320 M€ y el beneficio social cae hasta 3.346 M€.

Figura 10. Nitrógeno lixiviado, excretado y emisiones GEI bajo el escenario base y P6



4.877 MtCO₂e, con una reducción de las emisiones de metano de la fermentación entérica de un millón tCO₂e, una reducción de las emisiones de óxido nitroso de manejo de estiércol de 132.000 tCO₂e, y una reducción de las emisiones de metano de manejo de estiércol de 176.000 tCO₂e.

La contaminación por las emisiones de óxido nitroso de los cultivos es de 832.000 tCO₂e, la mayor parte de los cultivos de regadío (60%). Esta política reduce también la contaminación de la lixiviación y la escorrentía de la fertilización de nitrógeno y del nitrógeno excretado, y se logra una reducción de 13.000 toneladas de emisiones de NO₃-N en los cursos de agua. El daño ambiental en la cuenca del Ebro se reduce un 18% hasta 320 M€ y el beneficio social cae hasta 3.346 M€.

En cuanto a la reducción del 40% de las emisiones GEI, la fertilización de nitrógeno se reduce a 156.000 tN y el nitrógeno lixiviado a 31.000 tN, mientras que el nitrógeno excretado cae a 104,000 tN (Figura 10). Esta política supone una reducción del 8% de la superficie de regadío y una reducción del 27% de las cabezas ganaderas en comparación con el escenario base. El agua utilizada por el regadío es 4.051 Mm³ y el agua utilizada en la actividad ganadera es 32 Mm³. Las emisiones GEI caen hasta las 4,2 MtCO₂e, con una reducción de 47.000 tCO₂e en las emisiones de óxido nitroso de los cultivos y una reducción de 2.713 MtCO₂e en las emisiones de la ganadería. Esta política permite reducir en 29.000 toneladas las emisiones de NO₃-N en los cursos de agua. El límite del 40% de las emisiones GEI logra reducir en 148 M€ el daño ambiental, pero la pérdida de beneficio social es de 78 M€. En ambos casos de límite de emisiones, se reduce la producción de los cultivos y de las especies animales menos rentables, y de los cultivos que requieren más agua. La implementación de este tipo de medidas es complicada por las dificultades técnicas y los costes desproporcionados de medir las emisiones en las parcelas, y porque sería necesario un enorme esfuerzo de vigilancia para garantizar el cumplimiento de los límites de emisiones por cada agricultor individual.

La tabla 2 en el anejo muestra un resumen de los resultados y una comparación entre el escenario base y las distintas políticas.

5. Discusión

La escasez de los recursos hídricos en el mundo es un problema global derivada del incremento de la demanda de agua por los sectores económicos, que se ve a agravar en las próximas décadas por el calentamiento global. Los escenarios de sequía planteados en la cuenca del Ebro muestran una reducción de la asignación de agua entre los polígonos de riego, y una disminución de los cultivos de baja rentabilidad y elevada necesidad de agua. Estos eventos de sequía generan importantes pérdidas de beneficios económicos para los agricultores. Lutz et al. (2016) señalan que las tendencias climáticas sugieren un mayor riesgo de aumento de la escasez de agua en el Río Ebro. La reducción de caudales provoca daños a los ecosistemas y también disminuye la capacidad de dilución de contaminantes del río Ebro, y por tanto la calidad de agua (Diamantini et al., 2018).

La contaminación difusa es un problema complejo con múltiples fuentes y distintas trayectorias de los compuestos contaminantes, que derivan de los factores biofísicos y humanos que interactúan de manera no lineal y aleatoria (Shortle et al., 2019). Aunque el problema es complejo, es necesario evaluar e implementar políticas y estrategias ambientalmente efectivas que sean viables social y económicamente. En este trabajo, se ha utilizado un modelo hidroeconómico para evaluar distintas políticas de control de las emisiones de nitratos a los cursos de agua y de las emisiones GEI a la atmósfera derivadas de la actividad agraria en la cuenca del Ebro. Estas políticas modifican las prácticas de gestión agrícola para reducir la contaminación difusa, mejorar la calidad del agua, y además favorecen en algunos casos los beneficios económicos de los agricultores. La producción agrícola y la producción ganadera son fuentes importantes de contaminación del agua y la atmósfera. Lassaleta et al. (2012) señalan la importancia de la contaminación por nitratos de los recursos hídricos en el Ebro. Dado los altos niveles de retención de nitrógeno en la cuenca, estos autores recomiendan una reducción del exceso de fertilización para limitar los problemas de contaminación en el interior de la cuenca. Dianmantini et al. (2018) muestran que la demanda biológica de oxígeno en el Ebro está relacionada con el uso de tierras agrícolas y el impacto de las prácticas agrícolas y ganaderas.

El nitrógeno es uno de los nutrientes esenciales para el crecimiento de los cultivos. El uso racional y eficiente de los fertilizantes puede promover el crecimiento saludable de las plantas, la reducción de las emisiones de óxido nitroso, la preservación de la calidad del agua y el aire, y la protección del medio ambiente (Sanz-Cobena et al., 2017; Pellerin et al., 2017). Sin embargo, el manejo inadecuado y el uso excesivo de la fertilización nitrogenada supone un alto riesgo de lixiviación de nitratos y el empeoramiento de la calidad del agua (Zhang et al., 2019). Este trabajo examina el efecto de la optimización de la fertilización nitrogenada y del establecimiento de límites a la aplicación de fertilizantes a nivel de cuenca, sobre la lixiviación de nitratos y las emisiones GEI. Torrecilla et al. (2005) muestran que la contaminación por nitratos del sector agrario representa un 64% de la carga de nitratos generadas en la cuenca del Ebro. Las

reacciones biológicas de los ecosistemas naturales del río Ebro representan un factor clave en el contenido y la dinámica de los nutrientes (Torrecilla et al., 2005).

La utilización de los estiércoles como fertilizantes de los cultivos es una política interesante que aumenta la captura de carbono en el suelo, reduce las pérdidas de nitrógeno, y disminuye la contaminación del agua y las emisiones GEI. Esta política tiene un gran interés en la cuenca del Ebro, especialmente en Aragón, debido al volumen de estiércol disponible en la región que puede cubrir las necesidades de nitrógeno de todos los cultivos (Orus, 2006). La utilización de abono orgánico como fertilizantes en Europa se ha analizado en el proyecto Life-MANEV. Los resultados muestran que esta política podría disminuir a la mitad el uso de fertilizantes minerales, reduciendo las emisiones de óxido nítrico y la carga de nitrógeno en los cursos de agua, y generando unos 5.200 M€ en beneficios medioambientales (Albiac et al., 2016). La normativa de la Ley de Agua Limpia en Estados Unidos fomenta la aplicación de estiércoles como fertilizantes para reducir la contaminación difusa y mejorar la calidad del aire y del agua (USDA, 2005). El informe de la consultora AMEC (2014) señala que el aumento de los costes de los fertilizantes minerales puede favorecer el uso de estiércol como fertilizante.

En relación a la implementación de plantas de tratamiento de estiércol, se observa una reducción del 60% de las emisiones de óxido nítrico mediante los procesos de nitrificación y desnitrificación, y una disminución de la carga de nitrógeno en los cursos de agua que mejora su calidad. García-González et al. (2016) muestran que las plantas de tratamiento de estiércol analizadas en España, Italia, y Dinamarca, consiguen generar una reducción significativa de GEI que varía entre 53 y 90 %. Riaño y García-González (2015) analizan una planta de tratamiento de estiércol en España que permite reducir las emisiones anuales de GEI en un 62%. Estas plantas son necesarias cuando se generan grandes cantidades de estiércol que no pueden reutilizarse como fertilizantes en la zona. Las tecnologías de tratamiento de estiércol se han desarrollado en Europa para un mejor aprovechamiento del estiércol y la protección del medio ambiente, pero la adopción de estas tecnologías y la puesta en marcha de estas plantas es muy limitada en la práctica. Las principales barreras para la adopción de estas plantas son los altos costes de inversión y de funcionamiento.

Los resultados de la modernización del regadío y del manejo del riego ajustado a las necesidades de los cultivos muestran una mejora de la eficiencia del uso del agua y del nitrógeno. Pindado (2006) señala que esta política podría aumentar la eficiencia de riego hasta un 70% y mejorar la calidad de vida de los agricultores. Lecina et al. (2010) indican que la modernización del regadío en España aumenta la productividad de la tierra, reduce el volumen de los flujos de retorno y las cargas contaminantes, y maximiza los beneficios económicos, sociales, y ambientales de la inversión en nueva infraestructura de riego. Grafton et al. (2018) señalan en el paradojo de la eficiencia de riego, que el uso de tecnologías de riego avanzadas aumenta la eficiencia de riego, pero también puede aumentar el consumo de agua en cuenca. La ganancia en eficiencia del regadío puede incrementar los cultivos más intensivos en agua o las dobles cosechas, lo que aumenta la evapotranspiración y reduce los retornos de agua en cuenca. La modernización del

regadío también reduce la contaminación de las masas de agua, porque disminuye la fertilización de los cultivos. Alarcón et al. (2016) señalan que la modernización de los sistemas de riego podría ser una opción de coste moderado para ahorrar agua bajo ciertas condiciones. La condición clave es la reducción de la dotación de agua en parcela para evitar el aumento de la evapotranspiración que disminuye el caudal en cuenca. Albiac et al. (2017) indican que la modernización del regadío en España reduce las emisiones GEI en 2,1 MtCO_{2e} y puede reducir la cantidad de agua utilizada, pero con unos costes elevados de inversión.

Los resultados de este trabajo pueden servir de guía y contribuir a la toma de decisiones sobre el diseño e implementación de las estrategias de mitigación del cambio climático y de las políticas de mejora de la calidad del aire y el agua. La implementación de estas políticas podría fallar debido a distintas barreras, como el desconocimiento de los agricultores de las mejores técnicas de producción sostenible, la falta de incentivos para adoptar las políticas, la pérdida de beneficios privados de los agricultores ante algunas medidas, o los costes elevados de inversión de algunas políticas. Para resolver estas barreras e implementar políticas sostenibles, se requiere un grado suficiente de acción colectiva y cooperación entre los agricultores, los responsables políticos, los científicos, y los demás grupos de interés. Jiao et al. (2016) advierten sobre la urgencia de compartir los conocimientos y los esfuerzos entre científicos, agricultores, e instituciones.

6. Conclusiones

La protección de los recursos hídricos es una cuestión importante que requiere de políticas de gestión más sostenibles. Las predicciones para las próximas décadas indican que se agravaran los problemas de escasez de agua y de degradación de su calidad a nivel global, por la presión de las actividades humanas y por los efectos del cambio climático. En las cuencas de las zonas áridas y semiáridas existe una creciente preocupación social por la conservación y protección de los ecosistemas naturales, ya que va empeorar a la actual situación de escasez y degradación de agua.

El sector agrario es el principal consumidor de agua en el planeta, y también es una fuente importante de emisiones GEI y de emisiones de nutrientes que deterioran la calidad del agua. Un ejemplo es la Unión Europea donde la presión de la contaminación de la agricultura afecta casi al 40% de las masas de agua. La contaminación difusa de origen agrario es una externalidad negativa que provoca daños en los ecosistemas naturales, y que limita la capacidad de los ecosistemas para proporcionar bienes y servicios ambientales. Esta contaminación de origen agrario está degradando los recursos hídricos en muchas cuencas del mundo por la presión de prácticas agrícolas intensivas en inputs y prácticas de manejo inadecuadas. Dada la expansión de las actividades agrarias y el impacto negativo de las actuales prácticas agrarias, es necesario promover la introducción de prácticas agrarias mucho más sostenibles.

En este trabajo se ha desarrollado un modelo hidroeconómico integrado, que permite simular escenarios de sequía y distintas políticas de reducción de la contaminación. La modelización hidroeconómica es un instrumento esencial para el análisis espacial y sectorial de los problemas

de gestión de la cantidad y calidad del agua, con el fin de mejorar la toma de decisiones mediante políticas de agua más sostenibles. Estos modelos se caracterizan por su capacidad para representar la distribución espacial y sectorial del agua, y estimar sus beneficios económicos. La localización espacial de los nodos de demanda de agua respecto a los cursos de agua, como los polígonos de riego, los centros urbanos, y las explotaciones ganaderas, determina la magnitud de los impactos de las distintas alternativas en la gestión del agua a los eventos de sequía y al cambio climático. Estos modelos se caracterizan también por su capacidad para capturar los efectos de las interacciones entre los sistemas hidrológicos y los sistemas económicos. La contribución de este trabajo en comparación con los esfuerzos previos de modelización hidroeconómica, consiste en la elaboración de un modelo que integra la asignación de la cantidad de agua con la determinación de las emisiones contaminantes. El modelo incorpora componentes hidrológicos, económicos y medioambientales, y se utiliza para analizar distintas políticas en la cuenca del Ebro. La cuenca del Ebro es un caso interesante para poder examinar políticas relacionadas con la escasez y la calidad del agua, y para estudiar los efectos de las sequías y el cambio climático.

Los resultados muestran que los eventos de sequía reducen en mayor grado los cultivos menos rentables y los sistemas de riego poco eficientes, y provocan importantes pérdidas de beneficios económicos a los agricultores. Estas pérdidas alcanzan los 119 M€ en sequía moderada (30%) y 207 M€ en sequía severa (40%). Los resultados de la distribución de las tecnologías de riego y los cultivos en cada polígono de riego en condiciones de sequía son importantes porque muestra las opciones eficientes de gestión del agua y la tierra para adaptarse a la escasez de agua.

La contaminación por nitratos de los cursos de agua por las actividades agrarias alcanza las 83.000 t NO₃-N, mientras que las emisiones GEI son de unos 7,1 MtCO₂e. Esta carga de nitratos alcanza los 37 mg/l en el Río Ebro, considerando un nivel medio de retención del 90%. Los niveles de contaminación representan una amenaza para la salud humana, los recursos naturales, y los ecosistemas acuáticos. La mejora de la calidad del agua y la protección del medio ambiente es una cuestión urgente y necesaria para garantizar la sostenibilidad de los recursos naturales. También es necesario diseñar e implementar estrategias de mitigación del cambio climático y políticas de mejora de la calidad del aire y el agua. El daño ambiental de las actividades agrarias en la cuenca del Ebro se estima en unos 390 M€, que reducen los beneficios sociales de los usos del agua hasta los 3.356 M€.

Los resultados indican que todas las políticas analizadas consiguen reducir las emisiones GEI, mejorar la calidad del agua, y generar beneficios ambientales. La optimización de la fertilización nitrogenada y la sustitución de la fertilización mineral por orgánica, son prácticas agrícolas interesantes que generan beneficios económicos para los agricultores, y son más fáciles de implementar que otras medidas alternativas. En el caso de la cuenca del Ebro, se debe prestar más atención a la gestión del estiércol debido a la gran cantidad de estiércol generada en Aragón y Cataluña, para lograr un mejor aprovechamiento de estos residuos. El estiércol podría

convertirse en un recurso si se maneja adecuadamente, reduciendo al mismo tiempo la contaminación de los nutrientes en los cursos de agua al utilizarlo como fertilizante, y las emisiones GEI. La modernización de regadío y la implementación de plantas de tratamiento de estiércol son prácticas agrícolas interesantes en la reducción de la contaminación difusa, pero tienen unos costes muy elevados. Las políticas de limitar la entrada de input contaminantes o de limitar las emisiones GEI también son medidas importantes en la reducción de la contaminación del agua y aire, pero estas medidas requieren un conocimiento exhaustivo de los procesos biofísicos, de la carga de contaminación, y de los procesos de transporte y destino. Esta información tiene una gran complejidad, un comportamiento aleatorio, y el coste de esta información es desproporcionado. Todas estas políticas requieren un sistema de control de las emisiones GEI y de la carga contaminantes en los retornos de agua, con mecanismos de vigilancia y sanción por incumplimiento.

La implementación de las distintas políticas está relacionada con el coste eficiencia de cada medida, la aceptabilidad de las políticas, los mecanismos de implementación y cumplimiento de estas políticas, los costes para los grupos de interés, y los costes de transacción. Una implementación eficiente de prácticas agrarias adecuadas requiere de políticas efectivas, que sean viables, y que pueda asegurarse su cumplimiento. Para ello es necesaria la colaboración estrecha entre agricultores y técnicos, y también la cooperación entre todos los agentes y los distintos grupos de interés, para poder alcanzar los objetivos de conservación de los recursos naturales y la protección del medio ambiente.

Este trabajo es innovador porque utiliza la modelización hidroeconómica a nivel de cuenca, que es una metodología avanzada que integra las dimensiones espaciales y sectoriales de los usos de agua, y que incluye además la contribución de los beneficios medioambientales en el bienestar social. Esta metodología es una herramienta muy prometedora para realizar análisis integrados de escenarios climáticos y de políticas de agua. Los resultados obtenidos proporcionan información útil para el diseño de políticas de gestión sostenible de los recursos hídricos.

Este modelo se puede mejorar con la introducción de variables estocásticas para analizar los efectos de la incertidumbre en las estimaciones de la carga de contaminación difusa en los recursos hídricos bajo diferentes estrategias o políticas. También se puede ampliar el análisis sobre la calidad del agua incluyendo la salinización del agua, y el impacto de otros nutrientes como el fósforo. La inclusión del comportamiento estratégico de los grupos de interés dentro del modelo hidroeconómico es también un aspecto clave para poder examinar la aceptabilidad y la estabilidad de las soluciones cooperativas de mejora de la calidad del agua y de reducción de las emisiones GEI.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto INIA RTA 2017-00082-00-00 del Ministerio de Ciencia, Innovación, y Universidades de España que también ha concedido una beca predoctoral

a Safa Baccour. Se ha recibido apoyo de Daniel Isidoro (CITA-DGA) en la toma de datos biofísicos en la cuenca del Ebro.

Referencias bibliográficas

- Albiac, J., 2017. Review on the Political Economy of Water Reforms in Agriculture. Working Document 17/01, Department of Agricultural Economics Agrifood Research and Technology Center (CITA, Government of Aragon).
- Albiac, J., Kahil, T., Notivol, E., Calvo, E., 2017. Agriculture and climate change: Potential for mitigation in Spain. *Science of The Total Environment* 592, 495–502. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.110>
- Albiac, J., 2016. Evaluación Socio-Económica del Proyecto “LIFE-MANEV: Gestión y Tecnologías de Tratamiento de Estiércol para la Protección Medioambiental y la Sostenibilidad de la Ganadería en Europa”.
- Alarcón, J., Garrido, A., Juana, L., 2016. Modernization of irrigation systems in Spain: review and analysis for decision-making. *International Journal of Water Resources Development* 32, 442–458. <https://doi.org/10.1080/07900627.2015.1123142>
- AMEC, 2014. Contribution of industry to pollutant emissions to air and water: final report. Publications Office, Luxembourg.
- Arbués, F., Barberán, R., Villanúa, I., 2004. Price impact on urban residential water demand: A dynamic panel data approach. *Water Resources Research* 40. <https://doi.org/10.1029/2004WR003092>
- Arbués, F., García-Valiñas, M.Á., Villanúa, I., 2010. Urban Water Demand for Service and Industrial Use: The Case of Zaragoza. *Water Resour Manage* 24, 4033–4048. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9645-5>
- Blanco-Gutiérrez, I., Varela-Ortega, C., Purkey, D.R., 2013. Integrated assessment of policy interventions for promoting sustainable irrigation in semi-arid environments: A hydro-economic modeling approach. *Journal of Environmental Management* 128, 144–160. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.037>
- Bluemling, B., Wang, F., 2018. An institutional approach to manure recycling: Conduit brokerage in Sichuan Province, China. *Resources, Conservation and Recycling* 139, 396–406. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.08.001>
- Booker, J.F., Michelsen, A.M., Ward, F.A., 2005. Economic impact of alternative policy responses to prolonged and severe drought in the Rio Grande Basin. *Water Resources Research* 41. <https://doi.org/10.1029/2004WR003486>
- Breitburg, D., Levin, L.A., Oschlies, A., Grégoire, M., Chavez, F.P., Conley, D.J., Garçon, V., Gilbert, D., Gutiérrez, D., Isensee, K., Jacinto, G.S., Limburg, K.E., Montes, I., Naqvi, S.W.A., Pitcher, G.C., Rabalais, N.N., Roman, M.R., Rose, K.A., Seibel, B.A., Telszewski, M., Yasuhara, M., Zhang, J., 2018. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science* 359, eaam7240. <https://doi.org/10.1126/science.aam7240>
- Brouwer, R., Hofkes, M., 2008. Integrated hydro-economic modelling: Approaches, key issues and future research directions. *Ecological Economics* 66, 16–22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.02.009>
- Cai, X., McKinney, D.C., Lasdon, L.S., 2003. Integrated Hydrologic-Agronomic-Economic Model for River Basin Management. *J. Water Resour. Plann. Manage.* 129, 4–17. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2003\)129:1\(4\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2003)129:1(4))
- Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), 2020. Anuario de Afors 2010–2016, Dirección General del Agua. MAPAMA, Madrid.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE), 2015. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Ebro, Memoria CHE. MAGRAMA, Zaragoza.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE), 2016. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Ebro, Memoria CHE. MAGRAMA, Zaragoza.
- Crespo, D., Albiac, J., Kahil, T., Esteban, E., Baccour, S., 2019. Tradeoffs between Water Uses and Environmental Flows: A Hydroeconomic Analysis in the Ebro Basin. *Water Resour Manage* 33, 2301–2317. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02254-3>
- Daudén, A., Teresa, M., Siegler, C., 2011. Proyecto demostrativo de gestión colectiva del purín en Aragón, Sociedad de Desarrollo Medioambiental de Aragón. Zaragoza.
- Diamantini, E., Lutz, S.R., Mallucci, S., Majone, B., Merz, R., Bellin, A., 2018. Driver detection of water quality trends in three large European river basins. *Science of The Total Environment* 612, 49–62. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.172>

- Dirección General de Salud Pública (DGA), 2019. Calidad del agua de consumo humano en la comunidad autónoma de Aragón. la Sección de Sanidad Ambiental del Servicio de Seguridad Alimentaria y Salud Ambiental.
- Esteban, E., Albiac, J., 2016. Salinity Pollution Control in the Presence of Farm Heterogeneity — An Empirical Analysis. *Water Econs. Policy* 02, 1650017. <https://doi.org/10.1142/S2382624X1650017X>
- Flotats, X., Foged, H., Blasi, A., Palatsi, J., Magri, A., Schelde, K., 2011. Future trends on manure processing activities in Europe. Technical Report No. II to the European Commission, Directorate-General Environment. Bruselas.
- García-González, M.C., Riaño, B., Teresa, M., Herrero, E., Ward, A.J., Provolo, G., Moscatelli, G., Piccinini, S., Bonmatí, A., Bernal, M.P., Wiśniewska, H., Proniewicz, M., 2016. Treatment of swine manure: case studies in European's N-surplus areas. *Sci. agric. (Piracicaba, Braz.)* 73, 444–454. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2015-0057>
- Grafton, R.Q., Williams, J., Perry, C.J., Molle, F., Ringler, C., Steduto, P., Udall, B., Wheeler, S.A., Wang, Y., Garrick, D., Allen, R.G., 2018. The paradox of irrigation efficiency. *Science* 361, 748–750. <https://doi.org/10.1126/science.aat9314>
- Greve, P., Kahil, T., Mochizuki, J., Schinko, T., Satoh, Y., Burek, P., Fischer, G., Tramberend, S., Burtscher, R., Langan, S., Wada, Y., 2018. Global assessment of water challenges under uncertainty in water scarcity projections. *Nature Sustainability* 1, 486–494. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0134-9>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 10: Emissions from livestock and manure management.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 11: N₂O Emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application.
- Kahil, M.T., Albiac, J., Dinar, A., Calvo, E., Esteban, E., Avella, L., Garcia-Molla, M., 2016. Improving the Performance of Water Policies: Evidence from Drought in Spain. *Water* 8, 34. <https://doi.org/10.3390/w8020034>
- Labadie, J., 2004. Optimal Operation of Multireservoir Systems: State-of-the-Art Review. *Journal of Water Resources Planning and Management* 130, 93–111.
- Lassaletta, L., García-Gómez, H., Gimeno, B.S., Rovira, J.V., 2009. Agriculture-induced increase in nitrate concentrations in stream waters of a large Mediterranean catchment over 25 years (1981–2005). *Science of The Total Environment* 407, 6034–6043. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.002>
- Lassaletta, L., Romero, E., Billen, G., Garnier, J., García-Gómez, H., Rovira, J.V., 2012. Spatialized N budgets in a large agricultural Mediterranean watershed: high loading and low transfer. *Biogeosciences* 9, 57–70. <https://doi.org/10.5194/bg-9-57-2012>
- Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., Aragón, R., 2010. Irrigation Modernization in Spain: Effects on Water Quantity and Quality—A Conceptual Approach. *International Journal of Water Resources Development* 26, 265–282. <https://doi.org/10.1080/07900621003655734>
- Lutz, S.R., Mallucci, S., Diamantini, E., Majone, B., Bellin, A., Merz, R., 2016. Hydroclimatic and water quality trends across three Mediterranean river basins. *Science of The Total Environment* 571, 1392–1406. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.102>
- Martínez, Y., Albiac, J., 2006. Nitrate pollution control under soil heterogeneity. *Land Use Policy* 23, 521–532. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2005.05.002>
- Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Mocholí-Arce, M., Sala-Garrido, R., 2014. A management and optimisation model for water supply planning in water deficit areas. *Journal of Hydrology* 515, 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.054>
- Orús, F., 2006. Fertilización nitrogenada: Guía de actualización. Informaciones Técnicas, Número extraordinario. Centro de Transferencia Agroalimentaria. Dirección General de Desarrollo Rural. Zaragoza.
- Pellerin, S., Bamière, L., Angers, D., Béline, F., Benoit, M., Butault, J.-P., Chenu, C., Colnenne-David, C., De Cara, S., Delame, N., Doreau, M., Dupraz, P., Faverdin, P., Garcia-Launay, F., Hassouna, M., Hénault, C., Jeuffroy, M.-H., Klumpp, K., Metay, A., Moran, D., Recous, S., Samson, E., Savini, I., Pardon, L., Chemineau, P., 2017. Identifying cost-competitive greenhouse gas mitigation potential of French agriculture. *Environmental Science & Policy* 77, 130–139. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.08.003>

- Pindado, P., 2006. The Spanish Programme of Improvement and Modernisation of Traditional Irrigation Systems. Water and Agriculture: Sustainability, Markets and Policies [WWW Document]. OECD iLibrary. URL https://read.oecd-ilibrary.org/agriculture-and-food/water-and-agriculture_9789264022577-en (accessed 5.15.20).
- Pulido-Velazquez, M., 2018. Modelos hidroeconómicos como herramientas de apoyo a la gestión de cuencas, in: Congreso Nacional del Agua Orihuela: Innovación y Sostenibilidad, 2018, ISBN 978-84-1302-034-1, págs. 357-372. Presented at the Congreso Nacional del Agua Orihuela: Innovación y Sostenibilidad, Universitat d'Alacant / Universidad de Alicante, pp. 357–372.
- Pulido-Velazquez, M., Andreu, J., Sahuquillo, A., Pulido-Velazquez, D., 2008. Hydro-economic river basin modelling: The application of a holistic surface–groundwater model to assess opportunity costs of water use in Spain. *Ecological Economics* 66, 51–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.12.016>
- Review on the Political Economy of Water Reforms in Agriculture, n.d.
- Riaño, B., García-González, M.C., 2015. Greenhouse gas emissions of an on-farm swine manure treatment plant – comparison with conventional storage in anaerobic tanks. *Journal of Cleaner Production* 103, 542–548. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.007>
- Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Aguilera, E., Prado, A. del, Garnier, J., Billen, G., Iglesias, A., Sánchez, B., Guardia, G., Abalos, D., Plaza-Bonilla, D., Puigdueta-Bartolomé, I., Moral, R., Galán, E., Arriaga, H., Merino, P., Infante-Amate, J., Meijide, A., Pardo, G., Álvaro-Fuentes, J., Gilsanz, C., Báez, D., Doltra, J., González-Ubierna, S., Cayuela, M.L., Menéndez, S., Díaz-Pinés, E., Le-Noë, J., Quemada, M., Estellés, F., Calvet, S., van Grinsven, H.J.M., Westhoek, H., Sanz, M.J., Gimeno, B.S., Vallejo, A., Smith, P., 2017. Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 238, 5–24. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.038>
- Shortle, J., Horan, R.D., 2017. Nutrient Pollution: A Wicked Challenge for Economic Instruments. *Water Economics and Policy* 03, 1650033-16500338. <https://doi.org/10.1142/S2382624X16500338>
- Shortle, J.S., Mihelcic, J.R., Zhang, Q., Arabi, M., 2019. Nutrient control in water bodies: A systems approach. *Journal of Environmental Quality* n/a. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20022>
- Smith and Braathen, 2015. Monetary Carbon Values in Policy Appraisal: an Overview of Current Practices and Key Issues. OECD, Environment working Paper. Paris.
- Torrecilla, N.J., Galve, J.P., Zaera, L.G., Retamar, J.F., Álvarez, A.N.A., 2005. Nutrient sources and dynamics in a mediterranean fluvial regime (Ebro river, NE Spain) and their implications for water management. *Journal of Hydrology* 304, 166–182. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.029>
- USDA, 2005. Managing Manure to Improve Air and Water Quality.
- Ward, F.A., 2014. Economic impacts on irrigated agriculture of water conservation programs in drought. *Journal of Hydrology* 508, 114–127. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.10.024>
- Wang, P., Deng, X., Zhou, H., Yu, S., 2019. Estimates of the social cost of carbon: A review based on meta-analysis. *Journal of Cleaner Production* 209, 1494–1507. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.058>
- United Nations World Water Assessment Programme (WWAP), 2015. The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a sustainable world. UNESCO, Paris.
- Zhang, C., Ju, X., Powlson, D.S., Oenema, O., Smith, P., 2019. Nitrogen Surplus Benchmarks for Controlling N Pollution in the Main Cropping Systems of China. *Environmental Science & Technology* 53, 6678–6687.

Supplementary materials

Figure1. Land use under baseline and drought scenarios

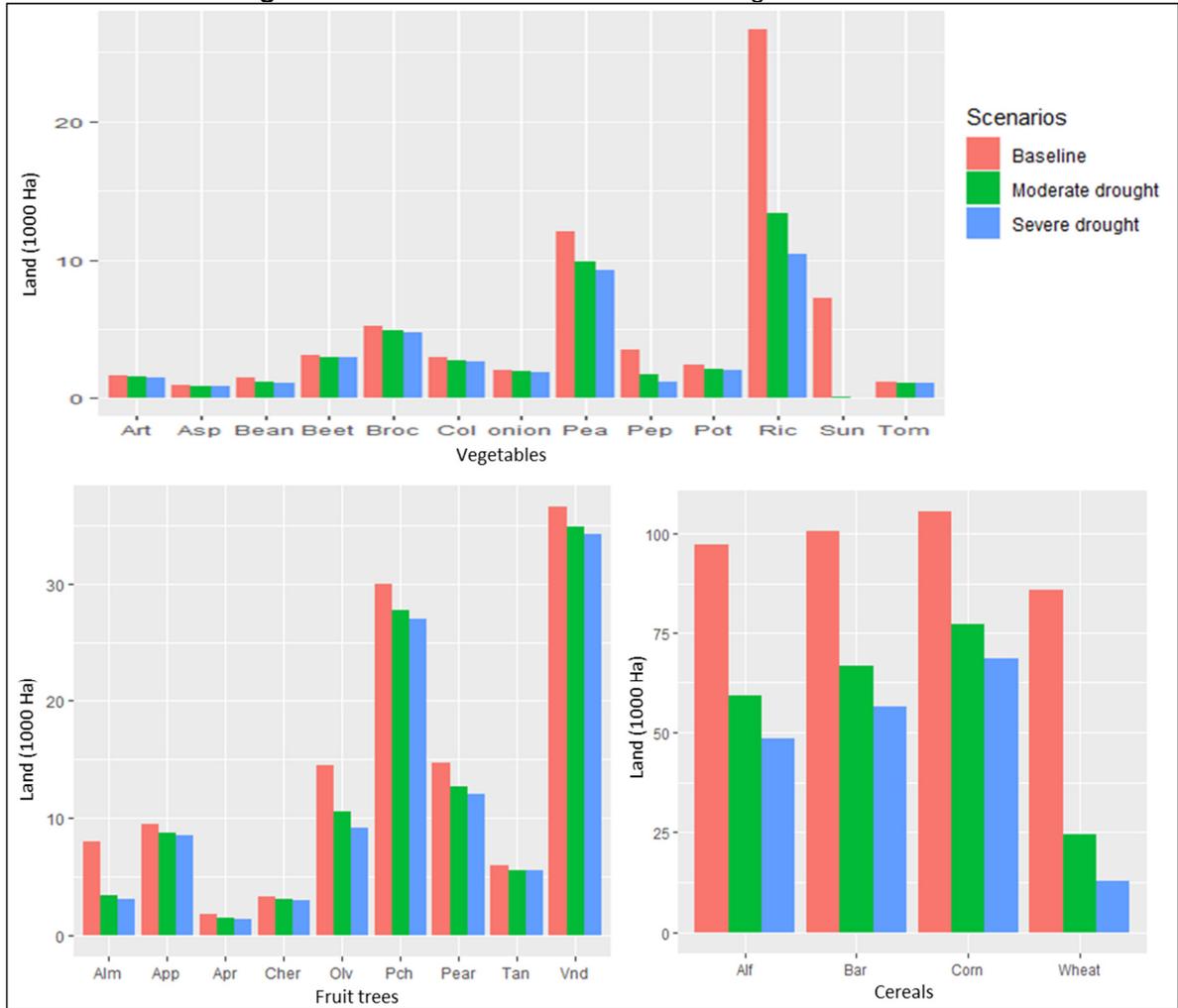


Figure 2. Land use in irrigation district under baseline and drought scenarios

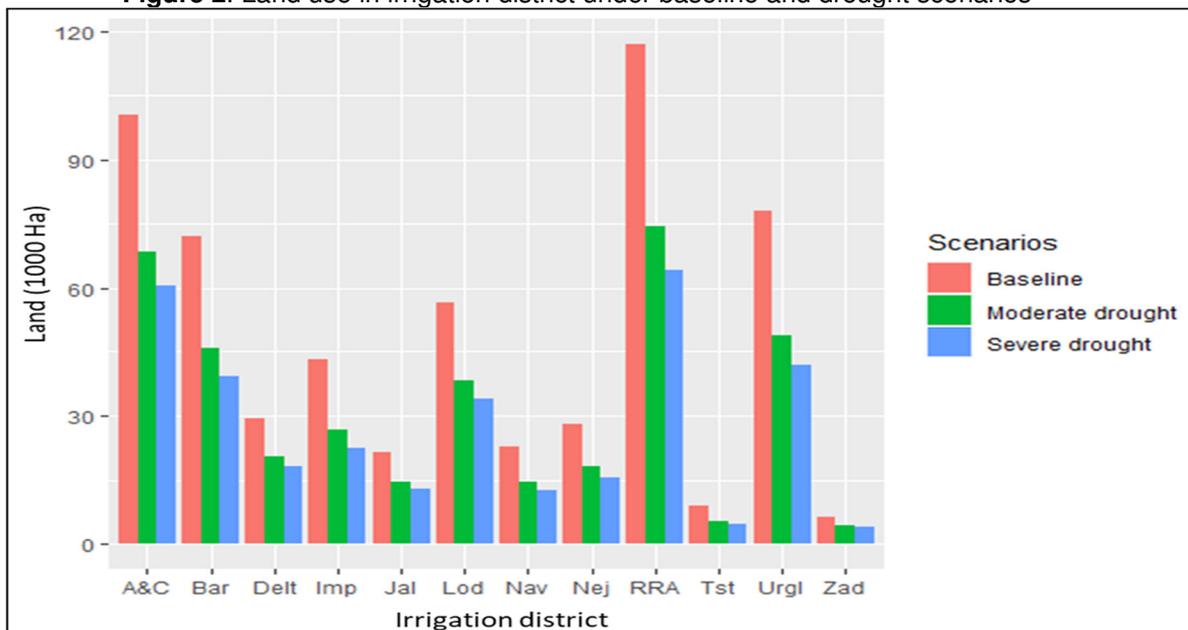


Table 1. Nitrogen applied, leached and excreted, and GHG emissions

Aggregate results	Normal flow
Nitrogen applied (1000 tN)	
Irrigated land	93
Dryland	72
Total	165
Nitrogen leaching (1000 tN)	
Irrigated land	26
Dryland	8
Total	34
Nitrogen excreted (1000 tN)	
Swine	116
Ovine	19
Beef cattle	33
Dairy cattle	6
GHG emissions (MtCO₂e)	
Direct N ₂ O emission	0.7
Indirect N ₂ O emission	0.2
Enteric fermentation emission (CH ₄)	1.9
N ₂ O emission from manure management	0.7
CH ₄ emission from manure management	3.6
Total	7.1
Environmental damage (M€)	
Irrigated land	34
Dryland	17
Livestock	339
Total	390
Private Benefits (M€)	3,746
Social Benefits (M€)	3,356

Figure3. Nitrogen entry into soils from crops and livestock

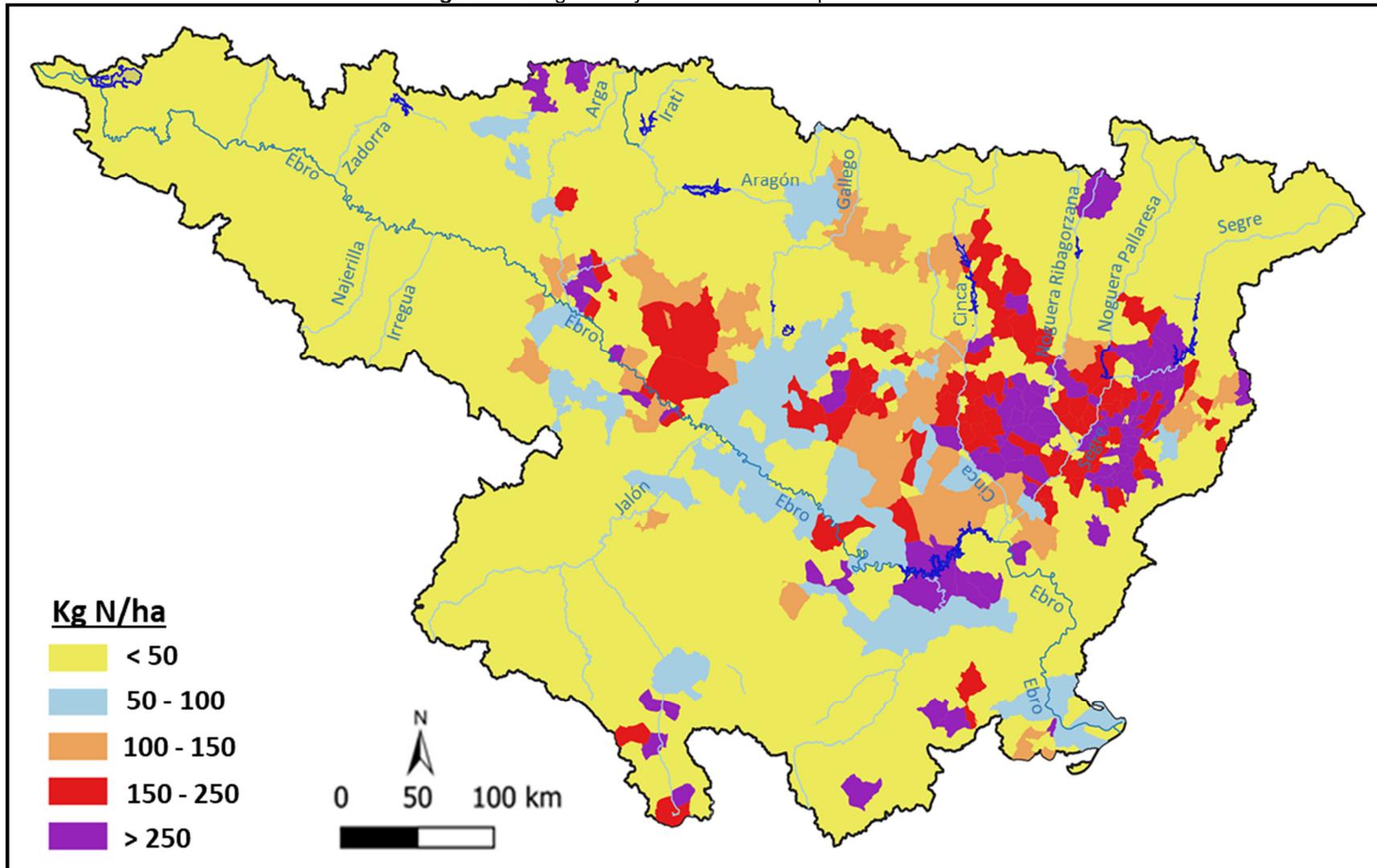


Table 2. Diffuse pollution and benefits under baseline and policies

	Baseline	P1	P2	P3	P4	P5	P6 (20%)	P6 (40%)
Land (1000 ha)								
Irrigated land	557	584	567	467	557	348	548	511
Dryland	1194	1194	1194	1194	1194	776	1194	1194
Animals (1000 heads)								
Swine	12,913	12,913	12,913	12,913	12,913	12,913	12,913	11,609
Ovine	2,154	2,154	2,154	2,154	2,154	2,154	0	0
Beef cattle	724	724	724	724	724	724	580	0
Dairy cattle	74	74	74	74	74	74	0	0
Nitrogen applied (1000 tN)								
Irrigated land	93	70	65	72	93	51	91	84
Dryland	72	51	50	72	72	40	72	72
Total	165	121	115	144	165	91	163	156
Nitrogen leaching (1000 tN)								
Irrigated land	26	21	19	20	26	15	25	23
Dryland	8	5	5	8	8	4	8	8
Total	34	26	24	28	34	19	33	31
Nitrogen excreted (1000 tN)								
Swine	116	116	116	116	116	116	116	104
Ovine	19	19	19	19	19	19	0	0
Beef cattle	33	33	33	33	33	33	26	0
Dairy cattle	6	6	6	6	6	6	0	0
GHG emissions (MtCO_{2e})								
Direct N₂O emission	0.7	0.5	0.5	0.6	0.4	0.4	0.7	0.6
Indirect N₂O emission	0.2	0,1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Enteric fermentation emission (CH₄)	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	0.8	0
GHG emission manure management	4.3	4.3	4.3	4.3	4	4.3	4.1	3.5
Total	7.1	6.8	6.8	6.9	6.4	6.7	5.7	4.2
Environmental damage (M€)								
Irrigated land	34	26	24	26	34	19	33	31
Dryland	17	12	12	17	17	9	17	17
Livestock	339	339	339	339	243	339	270	194
Total	390	377	375	382	294	367	320	242
Private Benefits (M€)	3,746	3,796	3,761	3,611	3,565	3,603	3,666	3,520
Social Benefits (M€)	3,356	3,419	3,386	3,229	3,271	3,236	3,346	3,278