



**Universidad**  
Zaragoza

# Trabajo Fin de Máster en Geología: Técnicas y Aplicaciones

Evaluación Agroambiental del regadío de la Cuenca de  
Lerma (Zaragoza) durante el periodo 2003-2023

Agro-environmental evaluation of irrigation in the  
Lerma Basin (Zaragoza) during the period 2003-2023

Autor/es

Eva García Tricás

Director/es

Jesús Causapé Valenzuela  
Javier Gómez Jiménez

Facultad de Ciencias  
Departamento Ciencias de la Tierra  
2024



# ÍNDICE

RESUMEN .....	v
ABSTRACT .....	v
1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS .....	1
2. AREA DE ESTUDIO.....	5
3. METODOLOGIA .....	9
3.1. BALANCES DE AGUA .....	9
3.2. SALES Y NITRATOS EXPORTADOS .....	12
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	14
4.1. BALANCES DE AGUA .....	14
4.2. CALIDAD DEL RIEGO .....	15
4.3. SALES EXPORTADAS.....	18
4.4. NITRATOS EXPORTADOS .....	22
5. CONCLUSIONES .....	26
6. BIBLIOGRAFIA.....	27
ANEXO 1 .....	32
ANEXO 2 .....	33
ANEXO 3 .....	34



## RESUMEN

La implantación del regadío supone un aumento de la productividad de los cultivos, aunque también implica un problema de recurso. Igualmente, puede acrecentar problemas de salinidad en zonas geológicamente predispuestas, así como incrementar los problemas de contaminación por nitratos como consecuencia del uso de fertilizantes.

La zona de estudio se corresponde a la cuenca del barranco de Lerma (CR n° XI, Bardenas II, Zaragoza). En ella se han realizado balances hidrosalinos y de masa de nitrato exportada desde el 1 de octubre de 2002 al 30 de septiembre de 2023 con la ayuda del software EMR 3.0. Los años de estudio se pueden dividir en tres períodos en función del grado de implantación del regadío: periodo de secano (2003-2005), periodo de transición (2006-2010) y periodo de consolidación (2011-2023).

El aprovechamiento y calidad de riego es moderado. Las necesidades hídricas de la cuenca aumentan progresivamente durante el tiempo estudiado por el aumento de cultivo de maíz y de dobles cultivos. Durante la consolidación del regadío la eficiencia de riego se mantiene constante en torno al 74 %, así como el déficit hídrico en torno al 18 %. Ambos presentan una tendencia ligeramente descendiente.

Durante el periodo de transición al regadío se han duplicado las exportaciones de sales de la cuenca. Durante la consolidación del regadío, la tendencia general corresponde a una disminución de las sales exportadas, con medias de 4,2 t/ha·año. El índice de contaminación por sales (ICS) se encuentra por debajo de 2 t/ha·año/dS/m, lo que indica una relativamente baja contaminación de sales inducida por el regadío.

En cuanto a los nitratos, se ha triplicado la masa de nitratos exportados con respecto al periodo de secano, siendo la media durante el periodo de consolidación de 42 kg N- $\text{NO}_3^-$ /ha·año. La tendencia de las masas exportadas es a aumentar. Sin embargo, el índice de contaminación por nitratos (ICN) permanece dentro de los límites ambientales con excepciones puntuales.

La consolidación del regadío conlleva una disminución de los problemas de salinidad, sin embargo, plantea inconvenientes en cuanto a la eficiencia de riego y a la contaminación por nitratos ya que aún queda mejoras por implementar.



## ABSTRACT

The implementation of irrigation leads to an increase in crop productivity, although it may also imply a resource problem. Likewise, it can also increase salinity issues in saline areas as well as increase nitrate contamination due to the use of fertilizers.

The study area corresponds to the basin of the Lerma gully (CR n° XI, Bardenas II, Zaragoza). Hydrosaline balances have been conducted in this area from October 1, 2002 to September 30, 2023 with the help of EMR 3.0 software. The study years can be divided into three periods based on the degree of irrigation implementation: the dry farming period (2003-2005), the transition period (2006-2010), and the consolidation period (2011-2023).

The quality of irrigation in Lerma basin is moderate. The water needs of the basin progressively increase during the studied period due to the increased cultivation of corn and double cropping. During the consolidation of irrigation, irrigation efficiency remains constant at around 74%, with a water deficit of around 18%. Both show a slightly decreasing trend.

During the transition period to irrigation, salt exports from the basin have doubled. During the consolidation of irrigation, the general trend corresponds to a decrease in exported salts, with averages of 4,2 t/ha·year. The salt contamination index (*ICS*) is below 2 t/ha·year/dS/m, indicating relatively low salt contamination induced by irrigation.

Regarding nitrates, the mass of exported nitrates has tripled compared to the dryland period, with an average during the consolidation period of 42 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha·year. The tendency of exported masses is increasing. However, the nitrate contamination index (*ICN*) remains within environmental limits with specific exceptions.

The consolidation of irrigation results in a reduction in salinity problems. However, it poses challenges regarding irrigation efficiency and nitrate contamination, as there are still improvements to be implemented.



# 1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La agricultura desempeña un papel esencial para el desarrollo económico mundial. Pero la agricultura necesita agua, ya que es el principal factor limitante para el desarrollo de los cultivos. Esto se conoce desde la antigüedad, donde, ya en Egipto y Mesopotamia se utilizaban sistemas de riego mediante canales. A lo largo de la historia, los sistemas de riego se han modernizado hasta nuestros días, dando lugar a una producción agrícola intensiva.

El agua de regadío en España supone el 80 % del consumo total y no vuelve en su totalidad a los cauces, ya que, al margen de la que pueda quedar almacenada en el suelo, parte se puede perder por percolación profunda e incluso por evapotranspiración y arrastre del viento antes de llegar al suelo en el riego por aspersión. La fracción de agua que vuelve al sistema se conoce como **retornos de riego**, e implica una disminución en la calidad química del agua.

Es cierto que la modernización del regadío ha supuesto un aumento en la eficiencia del uso del agua, lo que provoca una mayor productividad, aunque también implica una mayor necesidad de energía (Espinosa, 2022).

Además, existen pérdidas significativas de agua en los sistemas de riego: por ejemplo, en el estudio de Martínez-Cob *et al.* (2010) se identifican unas pérdidas máximas por evapotranspiración y arrastre del viento del orden del 20 %. Esto, sumado al aumento de períodos de sequía en España, pone de manifiesto que es necesario un mayor control y una gestión más eficiente del uso del agua.

Pero existen otros problemas asociados al regadío, diferentes de la disponibilidad de agua, relacionados con la contaminación del agua utilizada por aumento del contenido en sales y en agroquímicos, lo que equivale a una pérdida de recurso.

El regadío puede activar los procesos de **disolución-precipitación de sales**, aumentando la salinidad de la zona. Esto puede tener consecuencias para los cultivos ya que, si las sales se acumulan en el suelo, provocan una pérdida de producción en el cultivo (González, 2020).

Sin embargo, el mayor impacto medioambiental de la agricultura es la contaminación por agroquímicos, sobre todo **nitratos**. Diferentes autores (Novotny, 1999; Isidoro *et al.*, 2006) establecen que la agricultura de regadío es la principal causa de la contaminación difusa por nitratos.

En la fertilización se aplica N en forma de nitrato, amonio o urea, que, mediante un proceso bioquímico, se transforman a nitrato, que ya puede ser absorbido por las plantas (Singh y Craswell, 2020). Tanto la movilidad como la retención del nitrato están limitadas por la disponibilidad de agua (Quemada y Gabriel, 2016). La implantación del regadío favorece la absorción del nitrato por las raíces, pero también aumenta su lixiviación y transporte.

Las plantas no son capaces de absorber todo el nitrato disponible, lo que supone que alrededor del 25-30 % del nitrato aplicado se pierde (Benes *et al.*, 1989). Esto genera un círculo vicioso, ya que las pérdidas de nitrato se suelen solventar con la adición de más fertilizante (Causapé, 2002), lo que a su vez provoca que una mayor masa de contaminante esté disponible para lixiviarse. Con una adecuada sincronización del riego y de la fertilización, es posible controlar y disminuir la lixiviación de nitratos (Gheysari *et al.*, 2009; Wey *et al.*, 2022).

El destino final de los nitratos lixiviados suele ser los acuíferos y los ríos, provocando en muchos casos un grado de contaminación que impide incluso el uso de dichas aguas como agua de boca. A parte de los posibles efectos sobre la salud humana, las altas concentraciones de nitratos en las aguas conllevan su **eutrofización**. Es decir, el aumento de nutrientes provoca la proliferación de organismos que generan un ambiente anóxico, causando un desequilibrio medioambiental.

Según el informe de seguimiento de la directiva de nitratos del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, la contaminación por nitratos en España ha aumentado un 51,5 % entre 2016 y 2019 (MITERD, 2020).

Además, según el sistema de información nacional de agua de consumo, en 2020 se registraron concentraciones de nitratos superiores a las permitidas para consumo humano en 198 pueblos, que tuvieron que sufrir restricciones en el uso de agua de boca

(Greenpeace, 2022).

La legislación referente a los nitratos de origen agrícola se rige por la directiva 91/676/CEE (DOUE, 1991). En ella se establece que las aguas afectadas se identificarán como tales, tanto si son superficiales como subterráneas, cuando la concentración de nitratos sea superior a 50 mg/l.

En el Real Decreto 3/2023 (BOE, 2023) se establecen los criterios sanitarios de la calidad de agua de consumo humano, determinando que la concentración máxima de nitratos permitida es de 50 mg/l. Sin embargo, en el real decreto 47/2022 (BOE; 2022), que recoge la normativa europea 91/676/CEE (DOUE, 1991) y 2008/98/CE (DOUE, 2008), se establecen los niveles mínimos para designar una zona como **Zona Vulnerable de Nitratos** (ZVN) que corresponden a concentraciones superiores a 25 mg/l para aguas superficiales y concentraciones superiores a 37,5 mg/l para aguas subterráneas.

En cuanto a la aplicación de la normativa, en octubre de 2021 se publicó el informe de la Comisión sobre la implementación de la Directiva 91/676/CEE del Consejo, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura, basado en los informes de España para el periodo 2016-2019.

El documento dispone que la designación de ZVN en España es muy limitada e insuficiente, lo que provoca una “menor eficacia de los programas de acción” (MITERD, 2020). Este informe desfavorable supone un toque de atención para España, que podría acabar en una sentencia condenatoria del tribunal de Justicia de la Unión Europea. Se solicita un mayor control, ya que las medidas aplicadas son insuficientes.

Las medidas de vigilancia que se están aplicando son principalmente el **libro de fertilizantes** y el **cuaderno digital de explotación**. En lo que se refiere a prevención, se están implantando nuevas técnicas e introduciendo los fertilizantes de liberación lenta, que reducen el tiempo de exposición a la lixiviación de los nitratos.

Para llevar un seguimiento del impacto del regadío se debe realizar un **estudio agroambiental**. Existen dos importantes líneas de investigación: el uso de agua y la degradación del medio debido a la contaminación por sales y agroquímicos.

Con respecto al **uso del agua**, hay diferentes estudios sobre del manejo del agua evaluando su utilización y proponiendo nuevas gestiones (Cavero *et al.*, 2000; Dechmi *et*

*al.*, 2003; Isidoro *et al.*, 2004; Lecina *et al.*, 2005; Espinosa, 2022; Jiménez, 2017).

En cuanto a la **contaminación por sales y agroquímicos**, especialmente nitratos, hay numerosos estudios (Benes *et al.*, 1989; Moreno *et al.*, 1996; Klocke *et al.*, 1999; Gheysari *et al.*, 2009; Velthof *et al.*, 2013; Singh y Craswell, 2020; Wey *et al.*, 2022). Dado que los nitratos suponen un problema relevante en la cuenca del Ebro, hay muchos trabajos en esta zona (Cavero *et al.*, 2003; Causapé, 2002; García-Garizábal, 2010).

En concreto, para este estudio cabe destacar dos tesis doctorales (Abrahao, 2010 y Merchán, 2015), que consisten en una evaluación del impacto agroambiental centrándose tanto en el uso del agua como en la contaminación por sales y nitratos. Ambos se han realizado en la cuenca de Lerma, evaluando el impacto agroambiental entre los años 2003 y 2013.

## Objetivos

En este trabajo se pretende evaluar el **impacto agroambiental del regadío** en la cuenca del barranco de Lerma desde 2003 hasta 2023, separado en tres periodos: periodo de secano (2003-2005), periodo de transición (2006-2010) y periodo de consolidación del regadío (2011-2023), y compararlo con los trabajos previos. Los principales objetivos son:

- Analizar la evolución del uso del agua y la eficiencia del regadío mediante balances de agua y evaluación de la calidad del riego.
- Estudiar la calidad de los retornos de riego y, más en concreto, su contenido en sales y nitratos, para conocer la relación entre estas masas contaminantes exportadas y el uso del agua y de la fertilización.

## 2. AREA DE ESTUDIO

Este estudio se centra en la **cuenca de Lerma**, que se localiza al sureste de la localidad de Ejea de los Caballeros (provincia de Zaragoza). Se trata de una pequeña cuenca ( $7,38 \text{ km}^2$ ) donde se cultivan en regadío 352 ha, que pertenece a la Comunidad de Regantes nº XI de Bardenas II. El agua de riego se toma del río Aragón en el pantano de Yesa y se transporta hasta la cuenca a través del **canal de Bardenas**. El barranco de Lerma desemboca en el río Arba, primer afluente del Ebro en la Comunidad de Aragón por la margen izquierda (Figura 1).

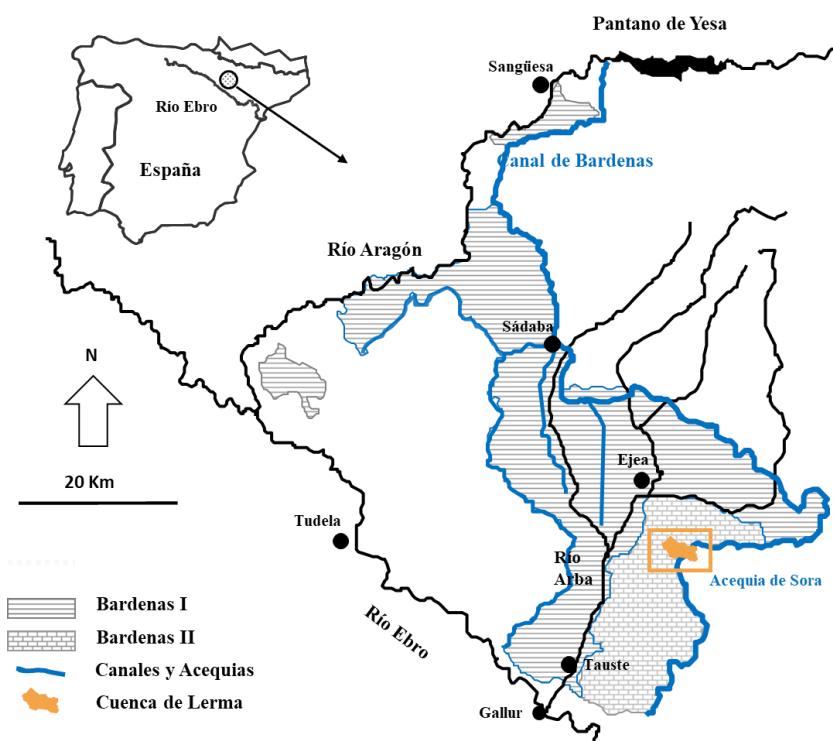
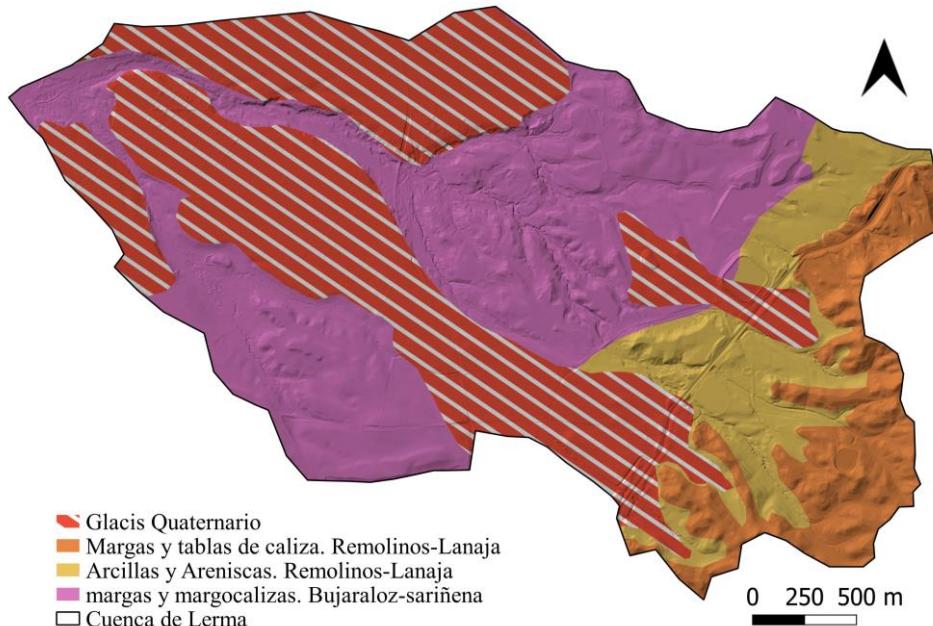


Figura 1: Localización geográfica de la cuenca del barranco de Lerma.

Geológicamente, la zona se sitúa en el área central de la cuenca terciaria del Ebro. Se trata de una cuenca que, desde el Eoceno hasta el Mioceno superior, funcionaba en régimen endorreico y recibía material sedimentario de las montañas que la rodeaban. Por ello, los materiales que encontramos en la zona de estudio son principalmente **lacustres**. En la cuenca de Lerma afloran materiales terciarios del Ageniense-Aragoníense (Mioceno), que constituyen los relieves de la zona, formados principalmente por margas, margocalizas y calizas tableadas en la parte occidental y central de la cuenca (con pasadas locales de yesos), y areniscas, lutitas y margas en la parte oriental (Figura 2).

La red de drenaje actual ha excavado estos materiales terciarios, disectando los glacis y dejándolos expuestos en los barrancos. También se observan depósitos cuaternarios que corresponden a **glacis**, que se depositan discordantes sobre el terciario y se componen de cantos calcáreos angulosos de 2-3 cm y arena con intercalaciones de arcillas y limos (Figura 2).



**Figura 2:** Mapa geológico de la cuenca del barranco de Lerma (simplificado de Salazar *et al.*, 1995)

Sobre los materiales cuaternarios (glacis) se desarrollan **suelos de textura arcillosa**, con una profundidad efectiva de 60 a 90 cm (Merchán, 2015). Presentan poca pendiente ( $< 3\%$ ) y baja salinidad ( $CE_{\text{extracto saturado}} < 4 \text{ dS/m}$ ) por lo que es en éstos donde se localiza la mayor parte de la agricultura de regadío (Causapé *et al.*, 2023). Sobre los materiales terciarios se desarrollan suelos más someros, limitados en profundidad por los niveles de yeso y caliza. Presentan mayor salinidad y mayor pendiente, por lo que tienen menor utilidad para el cultivo.

Se trata de una zona de **clima continental a mediterráneo**, con temperaturas extremas. Durante el último año hidrológico se alcanzaron temperaturas mínimas de  $-5^{\circ}\text{C}$  y máximas de  $42^{\circ}\text{C}$  (SIAR, 2024). Se trata de una zona ventosa donde el cierzo, viento de dirección NW-SE, puede alcanzar rachas de hasta 90 km/h. Presenta precipitaciones irregulares con una media anual de 382 mm/año (Merchán, 2015). Dada esta climatología, con escasas lluvias y altas temperaturas en verano, se trata de una zona en la que el regadío es necesario para obtener altas producciones agrícolas.

La transformación en regadío se inició en 2003. En 2006 se alcanzó el 31 % de superficie en riego, en 2007 el 68 % y en 2008 el 85 % (Abrahao, 2010). Principalmente se introdujo regadío por aspersión, que representa el 86 %, y por goteo (14 %).

El agua de regadío presenta baja salinidad (300  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Sin embargo, en el barranco de Lerma la conductividad eléctrica llega hasta valores de 8000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ya que se trata de una zona con una elevada salinidad natural. El agua de riego, como se muestra en el esquema de la Figura 3, se infiltra a través de los depósitos cuaternarios hasta alcanzar los materiales terciarios, donde fluyen horizontalmente, ya que los materiales terciarios tienen baja permeabilidad. En cambio, en los materiales cuaternarios se generan acuíferos libres de porosidad intergranular con una permeabilidad de 1-10 m/día y porosidad efectiva 1-5 % (Merchán, 2015).

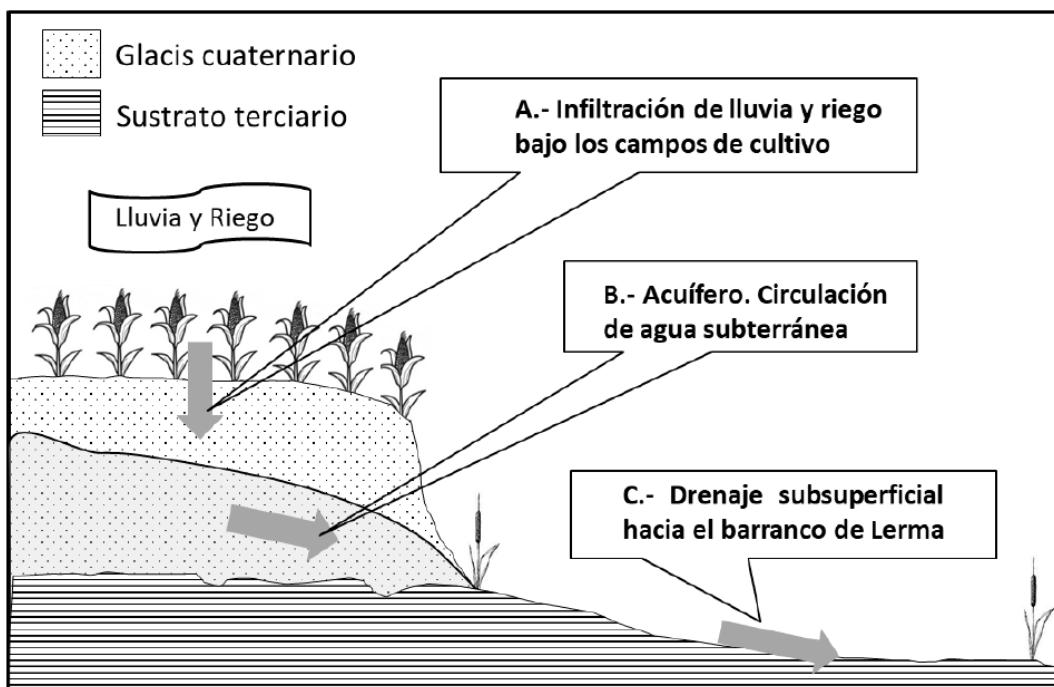
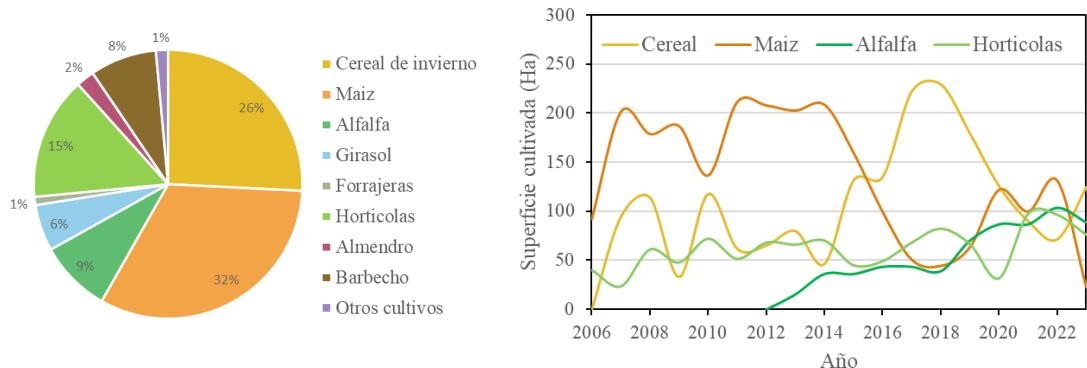


Figura 3: Modelo hidrológico conceptual (Tomada de Merchán, 2015)

Antes de la implantación del regadío, los principales cultivos en la cuenca correspondían a cereal de invierno, trigo y cebada principalmente. Con la implantación del riego se incrementó el cultivo de **maíz**, convirtiéndose en el mayor cultivo de la zona (32 %) aunque desde 2014 su cultivo ha disminuido notablemente, como se puede observar en el gráfico de la parte derecha de la figura 4.



**Figura 4:** Izda.: Distribución promedio de los cultivos en porcentajes en la cuenca de Lerma. Dcha.: Distribución temporal de cereal de invierno, maíz, alfalfa y hortícolas en la cuenca de Lerma.

Esta disminución de la superficie de cultivo de maíz se corresponde con un aumento importante de la superficie dedicada a **cereal de invierno**, probablemente porque son los años más secos. El cultivo de **alfalfa** (9 % en promedio) se instauró una vez completada la implantación del regadío y se ha ido incrementando notablemente desde entonces. También ha aumentado progresivamente el cultivo de **hortícolas** (15 %).

Cabe destacar que con la instauración del regadío ha aumentado progresivamente la implantación de **dobles cultivos**, principalmente de maíz tras una leguminosa fijadora de nitrógeno. Igualmente, desde 2010, es decir, tras la consolidación del regadío, se cultivó una parcela de almendros hasta hoy en día.

Con respecto a los nitratos, se trata de una zona con alta contaminación difusa. Por ello, en 2008, la zona del Río Arba, que incluye la cuenca de Lerma, fue calificada como Zona Vulnerable a Nitratos por el Gobierno de Aragón (BOA, 2009).

La fertilización en los cultivos de la cuenca de Lerma se realiza principalmente a base de fertilizantes sintéticos, sobre todo **nitrato de amonio** y **urea**, si bien la existencia de una granja de porcino y la puesta en marcha de 2 nuevas en la cuenca de Lerma ha podido impulsar la fertilización orgánica por la aplicación de sus **purines**.

### 3. METODOLOGIA

La metodología utilizada en este estudio corresponde al seguimiento agroambiental de la cuenca hidrológica del barranco de Lerma durante 20 años hidrológicos, entre el 1 de octubre de 2002 y el 30 de septiembre de 2023, mediante la realización de balances hidrosalinos y la cuantificación del nitrato exportado en el drenaje. Se trata de una forma de análisis muy utilizada en los estudios de impacto agroambiental que se basa de la **ley de la conservación de la masa**.

Los años de estudio se pueden dividir en tres períodos:

- (1) **El periodo de secano**, que comprende a los años hidrológicos 2003, 2004 y 2005 (aquellos en los que la cuenca todavía no presentaba cultivos de regadío).
- (2) **El periodo de transición**, comprendiendo desde el año hidrológico 2006 hasta 2010 incluido, donde la cuenca se encontraba con parte de su superficie convertida a regadío.
- (3) **El periodo de consolidación**, que comprende desde 2011 hasta 2023 y corresponde con el 100 % de la superficie cultivada regada.

#### 3.1. Balances de agua

Se han realizado balances con la ayuda del software EMR, Evaluador Medioambiental de Regadíos, (Causapé, 2009a) disponible en <https://jcausape.es/software-emr/>, para la zona regable de la cuenca de Lerma, igualando la diferencia entre las entradas ( $E$ ) y las salidas ( $S$ ), a la cantidad de agua acumulada en la cuenca ( $A$ ),  $E - S = A$ , donde las entradas de agua al sistema ( $P$ -Precipitaciones,  $R$ -Riego,  $NR$ -Flujo de la zona no regable,  $F$ -Filtraciones,  $RO$ -Roturas,) menos las salidas ( $B$ -Drenaje del barranco,  $ET$ -Evapotranspiración,  $PEA$ -Perdidas por evaporación y arrastre del viento) deben ser igual al almacenamiento tanto en los suelos ( $A_s$ ) como en los acuíferos ( $A_{aq}$ ) (Causapé, 2009a):

$$(P + R + NR + F + RO) - (B + ET + PEA) = (A_s + A_{aq}) \quad (1)$$

**En cuanto a las entradas**, los datos de precipitación diaria se obtuvieron de las estaciones más cercanas (El Bayo, Ejea, Luna y Tauste) del Servicio Integrado de Asesoramiento al Regante (Red SIAR) de Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente del Gobierno de Aragón. Estos datos fueron interpolados por el método de la inversa de la distancia al cuadrado para cada parcela (Isaaks y Srivastava, 1989).

Los volúmenes de riego los facilitó la Comunidad de Regantes XI de Bardenas diariamente para cada parcela. Las filtraciones desde la acequia de Sora fueron medidas mediante aforos químicos al pie del canal y las roturas en la red de tuberías se estimaron por descomposición del hidrograma del barranco de Lerma (Causapé, 2009a) en los momentos en los que se han detectado.

El drenaje en la zona no regada se estimó a partir del coeficiente de escorrentía calculado en condiciones de secano (10,4 %, Merchán *et al.*, 2015), y se extrapoló siguiendo los datos de precipitaciones.

**En cuanto a las salidas**, el drenaje del barranco se obtuvo tomando datos del caudal de los retornos de riego mediante una estación de aforo. Esta estación toma una medida de la altura de la lámina de agua cada diez minutos. Dado que la sección en la que se sitúa la estación de aforo es conocida, los datos de altura de la lámina de agua ( $h$  en m) se transforman en caudal ( $Q$  en  $\text{m}^3/\text{s}$ ) mediante las siguientes ecuaciones (Wahl, 2000):

$$Q = 1,73 \cdot (h + 0,00347)^{1,624} \text{ para } h \leq 0,5 \text{ m} \quad (2.1)$$

$$Q = 10,28 \cdot (h + 0,01125)^{1,725} \text{ para } h > 0,5 \text{ m} \quad (2.2)$$

Para la evapotranspiración, el software EMR efectúa un balance diario de agua en el suelo partiendo de una humedad inicial a la que se le añaden los valores de precipitación y riego y se le resta la evapotranspiración potencial. El cálculo de la evapotranspiración potencial se realiza a partir de la evapotranspiración de referencia ( $ET_0$ ), obtenida del SIAR, y aplicando la fórmula  $ET = K_C \times ET_0$  (Martínez-Cob, 2004) siendo  $K_C$  el coeficiente de cultivo. La evapotranspiración real será igual a la potencial cuando haya suficiente agua inicial en el suelo.

Las pérdidas por evaporación y arrastre por viento ( $PEA$ , %) se calculan según la siguiente ecuación, atribuida a Salvador (2003):

$$PEA = 20,34 + 0,214 \cdot v^2 - 2,29 \cdot 10^{-3} \cdot HR^2, \quad (3)$$

donde  $v$  la velocidad del viento a 2 m sobre la superficie (en m/s) y  $HR$  la humedad relativa a 1,5 m sobre la superficie (en %), ambas obtenidas a partir del SIAR.

Finalmente, el almacenamiento en el suelo se estimó a partir del balance de agua realizado en cada parcela, considerando su extensión y la humedad diaria. El almacenamiento en el

acuífero se calculó a partir de su superficie y el espesor saturado, teniendo en cuenta las diferencias anuales de nivel registradas en la red de piezómetros, y considerando una porosidad del 5 % (Merchán, 2015).

El software EMR 3.0 calcula el **desbalance de agua** de acuerdo con la ecuación (Causapé, 2009a):

$$Desbalance (\%) = \frac{\frac{E-S-A}{E+S+A}}{2} \cdot 100 \quad (4)$$

Otro parámetro que estima EMR 3.0 son las **necesidades hídricas**,  $NH$ , que corresponden a la cantidad de agua que se debe suministrar al cultivo para que éste no sufra estrés hídrico y el suelo permanezca en las mismas condiciones de humedad. EMR lo calcula a partir de la evapotranspiración potencial,  $ET$ , el agua útil del suelo al comienzo ( $AU_i$ ) y al final ( $AU_f$ ) del balance, y la precipitación efectiva,  $P_{ef}$  (Causapé, 2009a):

$$NH = (ET + AU_f) - (AU_i + P_{ef}) \quad (5)$$

Finalmente, EMR calcula, a partir de los balances diarios de agua en el suelo de cada parcela, dos **indicadores de la calidad de riego**: la eficiencia de riego y el déficit hídrico.

La **eficiencia de riego** ( $ER$ ) se evalúa a partir de la relación entre el drenaje saliente del riego,  $D_R$  (Causapé, 2009a), las perdidas por evaporación y arrastre,  $PEA$ , y el volumen de riego aplicado,  $R$ , según la siguiente ecuación (Causapé, 2009a):

$$ER = (1 - (\frac{D_R + PEA}{R})) \cdot 100 \quad (6)$$

El **déficit hídrico** ( $DH$ ) evalúa que grado el riego ha sido incapaz de satisfacer las necesidades hídricas de los cultivos. El índice  $DH$  se calcula mediante la diferencia entre la evapotranspiración potencial ( $ET$ ) y la evapotranspiración real ( $ET_R$ ), estimada a partir de balances de agua en el suelo (Causapé, 2009a):

$$DH = \frac{ET + ET_R}{ET} \cdot 100 \quad (7)$$

Ambos índices tienen un rango de 0-100 %: un regadío con un  $ER$  de 100 % representaría el total aprovechamiento del agua de regadío y un  $DH$  de 0 % supone la satisfacción total de las necesidades hídricas de los cultivos con el agua utilizada.

### 3.2. Sales y nitratos exportados

Una vez comprobado que los desbalances de agua fueron admisibles, para realizar el estudio de la evolución temporal de las masas exportadas de contaminantes (sales y nitratos) se asociaron concentraciones a los distintos componentes del balance de agua siguiendo la metodología empleada por Merchán (2015). Las masas de sales y nitratos se obtienen a partir del producto de concentraciones y volúmenes de agua.

Para las **entradas**, las concentraciones asociadas a las precipitaciones se obtuvieron de la media de 11 muestras de pluviómetros midiendo el Total de Sólidos Disueltos (TSD) (mg/l) y las concentraciones del nitrógeno en forma de nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ).

Las concentraciones de sales y  $\text{N-NO}_3^-$  correspondientes al agua de riego se determinaron a partir de la media de 6 muestras. Dicha concentración fue aplicada a las roturas de tuberías y filtraciones desde la acequia de Sora.

En cuanto a las **salidas** correspondientes al drenaje del barranco de Lerma, las concentraciones de sales y  $\text{N-NO}_3^-$  asociadas a éste se obtienen a partir de medidas cada diez minutos de la conductividad ( $CE$ ) (dS/m) y la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  a través de un conductímetro y un equipo Hach-Lange Nitratax desde 2010. Anteriormente se tomaban muestras diarias con un conductímetro y un equipo AutoAnalyzer 3 para determinar las concentraciones por colorimetría.

Dada la alta variabilidad de las salidas del barranco, para obtener la concentración de sales a partir de la conductividad ( $CE$ ) (dS/m), se transformaron los valores de conductividad a total de sólidos disueltos ( $TSD$ ) (mg/l) según la ecuación 8 obtenida en estudios anteriores (Merchán *et al.*, 2015).

$$TSD = 712,22 \cdot CE - 104,83 \quad R^2=0,99 \quad p<0,01 \quad (8)$$

La salinidad media del barranco en el periodo de secano (2003-2004) es el valor aplicado al drenaje procedente de la zona no regada. La evapotranspiración y las perdidas por evaporación y arrastre por viento se consideran libres de contaminantes. Estos componentes tienen poca influencia en los balances de masas.

Las concentraciones asociadas al **almacenamiento** se obtuvieron como la media de las obtenidas en la red de piezométrica (12 piezómetros) el 1 de octubre de cada año.

Los balances de masas no cierran (es decir, la diferencia entre las entradas y las salidas no es cero) y esas diferencias se asocian al resultado global de procesos de disolución/precipitación en el caso de las sales y a los componentes no tenidos en cuenta (fertilización, volatilización, mineralización, desnitritificación...) en el caso del nitrógeno.

En cuanto a las sales, se calcula el **índice de contaminación por sales (ICS)**, que corresponde a la masa de sales exportadas normalizada con respecto a la salinidad de la cuenca, expresada indirectamente en términos de la conductividad eléctrica del drenaje en época de no riego,  $CE_{NR}$ , (Causapé, 2009a):

$$ICS = \left[ \frac{D_{sales}}{CE_{NR}} \right] \cdot 100 \quad (\text{dS/m}) \quad (9)$$

En el caso de los nitratos, se genera el **índice de contaminación por nitratos (ICN)** calculado como el nitrato unitario exportado en el drenaje respecto a las necesidades de fertilización (NF), (Causapé, 2009a):

$$ICN = \left[ \frac{D_{nitrato}}{NF} \right] \cdot 100 \quad (10)$$

Las **necesidades de fertilización** son calculadas anualmente por EMR a través de las producciones del área estudiada ( $Pc$ ) y las extracciones de nitrógeno de los cultivos ( $EN$ ) (Orús y Sin, 2006), excepto para las leguminosas (alfalfa, veza, guisantes...) en las que se consideran nulas al tener la capacidad de fijar el nitrógeno atmosférico.

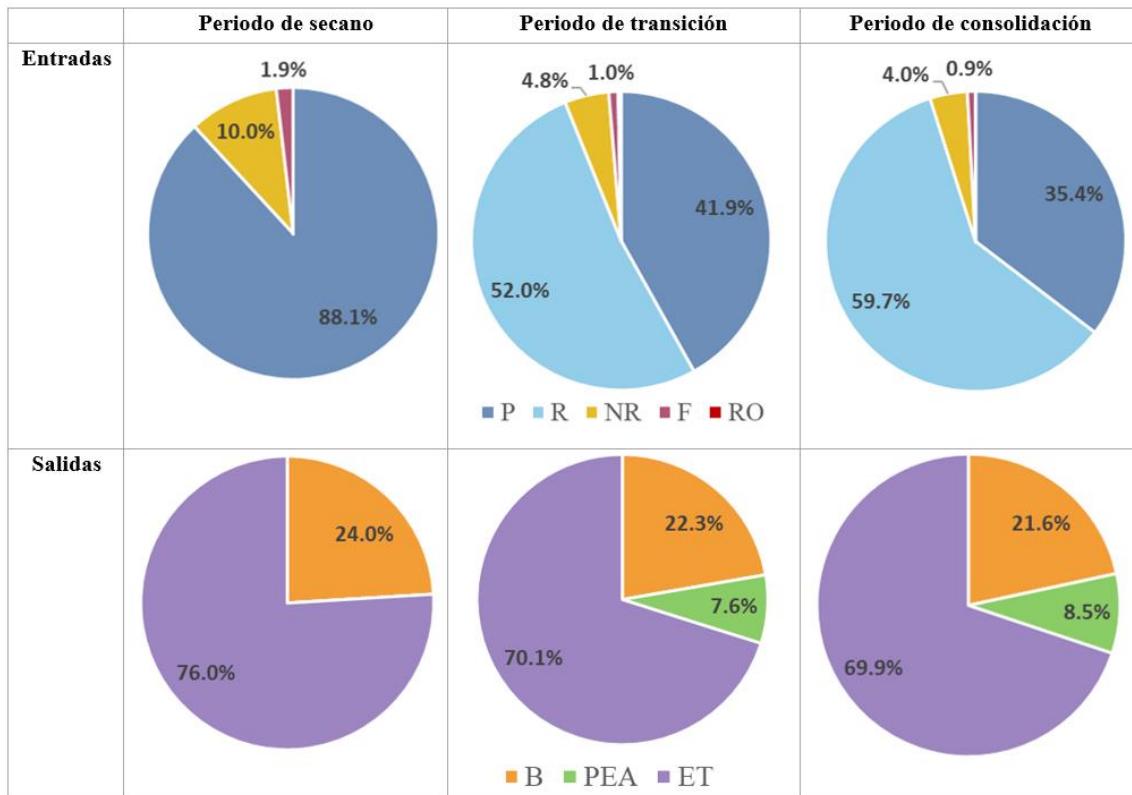
$$NF = Pc \cdot EN \quad (\text{kg N/ha}\cdot\text{año}) \quad (11)$$

Los **resultados** de todos estos cálculos (ecuaciones 1 a 11) se presentan en el siguiente apartado por **años hidrológicos**, tanto para cada año (línea continua en los gráficos) como en forma de valores promedios, **acumulados** desde el primer año de datos, de manera que se obtenga una visión suavizada de la tendencia general (esta segunda forma de representar los datos aparece con línea de puntos en los gráficos).

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. Balances de agua

Los resultados de los balances de agua de cada año hidrológico se recogen en la Tabla 1 del Anexo 1. En la Figura 5 se muestran esos resultados agrupados por períodos, separando las entradas de las salidas.



**Figura 5:** Gráfico de la evolución temporal del balance de aguas en los tres períodos de implantación del regadío en la cuenca de Lerma siendo P-Precipitaciones, R-Riego, NR-Flujo de la zona no regable, F-Filtraciones, RO-Roturas, B-Drenaje del barranco, PEA-Perdidas por evaporación y arrastre del viento, ET-Evapotranspiración.

Al comienzo, durante el periodo de secano, las principales **entradas** corresponden exclusivamente a las precipitaciones (P). Tras la implantación del regadío las entradas correspondientes al riego (R) pasaron primero al 52 % y finalmente al 60 %. En promedio, los aportes de la escorrentía procedente de la zona no regada (NR) suponen un 5 %, las filtraciones al canal (F) un 1 %, mientras que las entradas por roturas (R) son mínimas (0,1 %).

Respecto a las **salidas**, en promedio el 71 % se deben a la evapotranspiración (*ET*), el 22 % al caudal del barranco (*B*) y el 7 % a las perdidas por evaporación y arrastre del viento (*PEA*). Se trata de valores que han variado poco una vez consolidado el regadío.

En lo que se refiere al **almacenamiento**, la implantación del regadío ha supuesto un aumento en la recarga de los acuíferos. Una vez consolidado el regadío, el almacenamiento, tanto en acuíferos como en el suelo, obedece a la distribución de las lluvias de cada año.

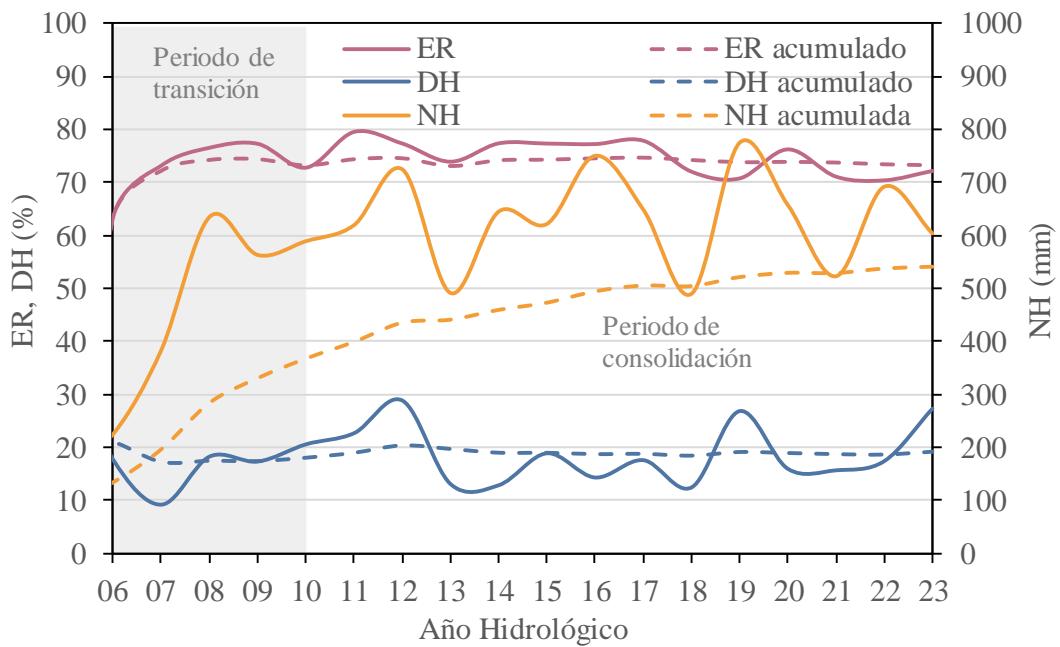
El balance de aguas presenta un error pequeño (<5 %) con la excepción de los primeros años de estudio (10-35 %) donde las entradas por lluvia fueron mayores que las salidas y no se tenían datos del agua acumulada en el acuífero. La bondad del balance queda registrada en el desbalance acumulado donde se observa que, a partir de 2009, es decir, desde que se incorporan los datos del acuífero, el desbalance es prácticamente nulo.

#### **4.2. Calidad del riego**

En el gráfico de la figura 6 podemos observar cómo, desde la implantación del regadío, las **necesidades hídricas** (*NH*, ecuación 5) de los cultivos han ido aumentando.

Al inicio del estudio *NH* estaba en torno a los 150 mm, y en el último año se alcanzaron niveles de 550 mm. Este aumento puede relacionarse con el cultivo de especies con mayor dependencia del agua, como el maíz. Sin embargo, aunque a partir de 2014 disminuyó su cultivo (Figura 4), esto no ha provocado un descenso de las necesidades hídricas ya que, en los últimos años de estudio, se han incrementado los dobles cultivos que requieren mayor aporte de agua, provocando que *NH* haya seguido aumentando.

Centrándonos en los índices de calidad de riego, la **eficiencia de riego** (*ER*, ecuación 6) inicialmente fue del 63 %, pero, una vez que los agricultores fueron más conocedores de sus nuevos sistemas de riego, ascendió hasta valores en torno al 75 % y se mantuvo poco variable desde entonces, alcanzando una media del 74 % para todo el periodo. Este valor corresponde a un eficiencia moderada-alta, ya que el riego por aspersión puede alcanzar el 90 % (Tanji y Kielen, 2002). Hay una ligera disminución en los últimos 5 años de estudio que, si continua, puede poner en riesgo la efectividad del regadío. Sin embargo, de momento se trata de una disminución correspondiente a un 4 %, con lo cual no podemos asegurar que vaya a ser una tendencia considerable ni prolongada en el tiempo.



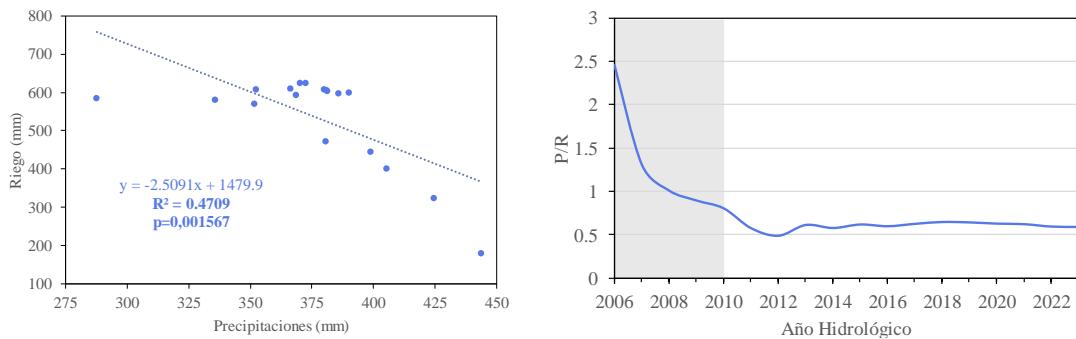
**Figura 6:** Gráfico de la evolución temporal de la eficiencia de riego (ER), el déficit hídrico (DH) y las necesidades hídricas (NH) desde el comienzo de la implantación del regadío en el año 2006.

Respecto al **déficit hídrico** (DH, ecuación 7), los valores que se obtienen son moderados, con una media de 18 % y valores máximos del 27-29 %. Se trata de un valor alto respecto a otros sistemas estudiados (14 %, García-Garizábal *et al.*, 2011; 9 %, Skhiri y Dechmi, 2012) debido principalmente a que la cuenca de Lerma presenta una baja capacidad de retención de agua (Merchán *et al.*, 2015).

Además, representa un importante aumento con respecto a los valores estimados en estudios anteriores en la zona. Merchán *et al.* (2015), que analizó los balances hídricos hasta el año 2013, obtuvo una media de 17,8 %, que no difiere tanto de lo obtenido en este caso; sin embargo, los máximos valores obtenidos hasta ese año correspondían al 19 % que, comparado con el valor de 27-29 obtenido en este trabajo, sí supone un aumento importante con el paso de los años.

La tendencia general del déficit hídrico es estable, con una ligera disminución durante los primeros años de regadío, seguida de un pequeño aumento y una estabilización a partir del año 2013. Los mayores valores del déficit hídrico corresponden a los años más secos y cálidos (2012, 2019, 2023). Además, estos máximos coinciden con picos en las necesidades hídricas, lo que implica que las altas necesidades hídricas de esos años no se consiguieron satisfacer, ya que son las que presentan mayor déficit hídrico.

El manejo del riego se realiza en función de las precipitaciones: cuanto mayores son estas, menor es la cantidad de agua de riego aplicada, como muestra la gráfica de la izquierda de Figura 7, aunque el coeficiente de correlación no es muy alto. En la gráfica de la derecha de Figura 7 se puede observar como el cociente entre estos dos componentes, P/R, se vuelve constante, en torno a 0,5, en el periodo de consolidación del regadío.

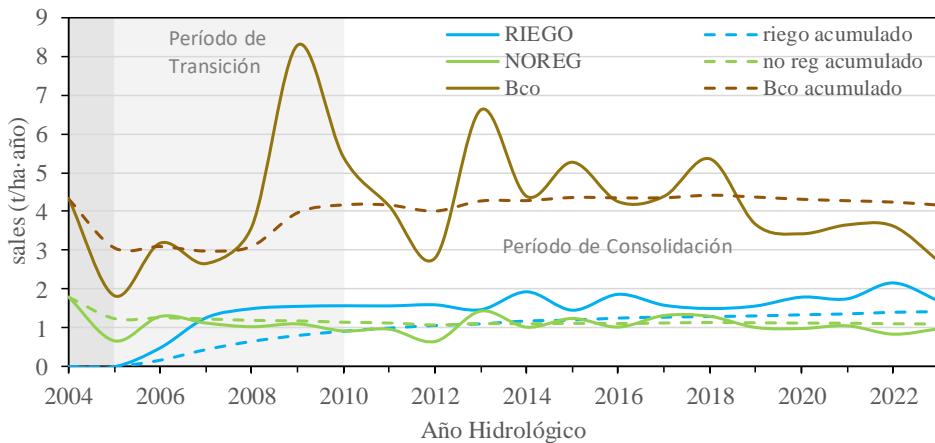


**Figura 7:** Izda.: Relación y línea de regresión entre la precipitación (mm) y el regadío (mm). Dcha.: Cociente precipitación/riego frente al tiempo

Aunque este cociente P/R es bueno en la cuenca de Lerma, podría ser mayor, lo que aumentaría la eficiencia del riego. Este ajuste es cada vez más necesario ya que las precipitaciones son cada vez menores, lo que implica que la cantidad de agua de riego utilizada sea mayor y, dada la escasez de agua, es un elemento a controlar.

### 4.3. Sales exportadas

El “balance” de **sales** (en t de sales por ha de cuenca) en todo el periodo estudiado (incluyendo el periodo de secano) se puede observar en la Figura 8. La tabla de datos se encuentra en el Anexo 2.



**Figura 8:** Evolución temporal de la cantidad de sales exportadas en t/ha·año.

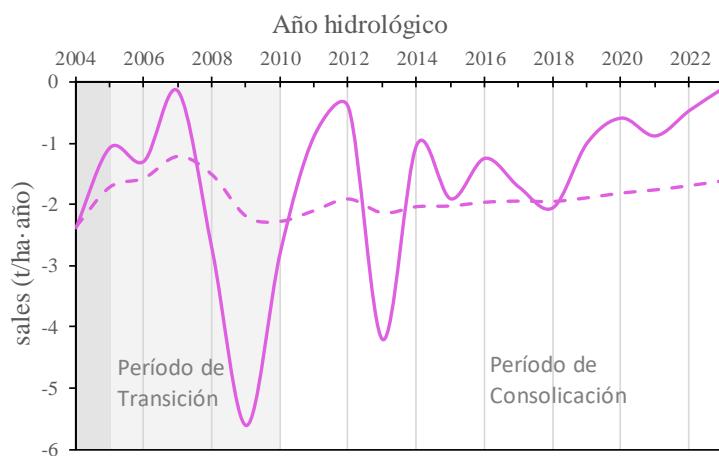
En cuanto a las **entradas** (*RIEGO* y *NOREG*), durante el periodo de transición corresponden principalmente al agua de la zona no regada (59 %), seguida del agua de regadío (35 %). Durante el periodo de consolidación el agua de regadío supone el 51 % y el agua de la zona no regada un 45 %. La aportación mediante las lluvias (3 %) y filtraciones (1 %) es escasa, por lo que no se ha incluido en el gráfico. Las entradas que corresponden al riego han ido aumentando, de forma rápida en los primeros años del regadío, más lentamente durante la transición y consolidación. Ha habido máximos en 2014, 2016 y 2022, que corresponden a años con gran aporte de riego. En la zona no regable, las entradas de sales han ido disminuyendo progresivamente, de manera que a partir de 2012 la entrada de sales en la zona regada supera ya a la de la zona no regada, aunque la diferencia se mantiene pequeña hasta la actualidad.

Las **salidas** de sales se dan exclusivamente por el agua de drenaje del barranco (*Bco* en la Figura 8). Se identifica un incremento durante el periodo de transición y una estabilización en el periodo de consolidación, con una ligera disminución en los últimos años estudiados. Esto hace que su tendencia general sea, de forma muy sutil, descendente: ha pasado de 3,5 t/ha·año durante el periodo de transición a 3,1 t/ha·año durante el periodo de consolidación.

Presenta un notable máximo en el periodo de transición de la cuenca, en 2009, alcanzando las 8,3 t/ha·año, debido al aumento del drenaje por la construcción de nuevos drenes. Se observan otros máximos más pequeños en 2013, 2015 y 2018 que pueden explicarse por altas precipitaciones (en los tres casos el año anterior y el siguiente han sido más secos), lo que produjo un aumento del caudal del barranco y, por tanto, de la exportación.

A partir del balance de aguas se obtiene la masa de sales precipitada o disuelta en el sistema (Figura 9). Como todos los valores son negativos, corresponde a **disolución de sales**. En el periodo de secano la disolución de sales tenía una tendencia decreciente, pero con la implantación del regadío la disolución aumenta en un primer momento (2007-2010) y, desde 2010, presenta una tendencia general descendente (menor cantidad de sales disueltas), ya que se van lixiviando las sales presentes en el suelo y van desapareciendo.

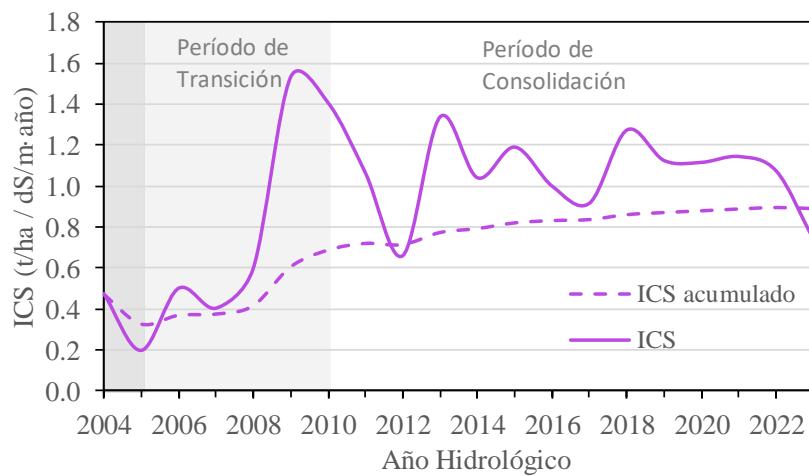
Se identifica un máximo de cantidad disuelta en 2009 (coincidente con el pico más alto en la cantidad de sales exportadas por el barranco en la Figura 8), así como en 2013 (segundo pico más alto en la Figura 8), debido al aumento del drenaje por construcción de nuevos drenes e importantes precipitaciones, respectivamente. Se da un mínimo importante en 2012, coincidiendo con un fuerte mínimo en la exportación de sales por el barranco (Figura 8), dado que se trata de uno de los años más secos. También se observa una tendencia de disminución de sales disueltas, así como exportadas (Figura 9), en los últimos años de estudio (2022 y 2023) que corresponden a los más cálidos y con precipitaciones escasas.



**Figura 9:** Evolución temporal de las cantidades disueltas o precipitadas de sales.

En el estudio geoquímico de Causapé *et al.* (2023) se manifiesta que dichos procesos de disolución corresponden a la disolución de halita, yeso y dolomita, aunque también se produce la precipitación de calcita. Ésta, en ocasiones, puede generar **depósitos petrocálcicos**, que dificultan el lavado de sales, aumentando así la salinidad de ciertas zonas.

Si ahora nos fijamos (Figura 10) en la evolución temporal del **índice de contaminación por sales (ICS, ecuación 9)**, observamos un aumento progresivo a lo largo de estos 20 años, más intenso en los años de transición al regadío, aunque, en los datos brutos (no acumulados), en los dos últimos años de los que se tiene registro el *ICS* ha disminuido de manera significativa.

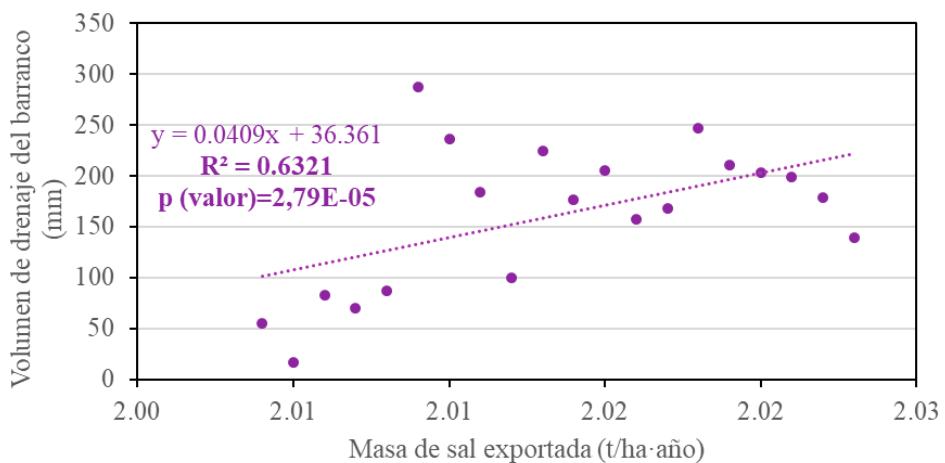


**Figura 10:** Evolución temporal del índice de contaminación por sales

En la figura se observan varios máximos de contaminación, que coinciden con los máximos de sales exportadas por el barranco (2009, 2013, 2015 y 2018; comparar con la Figura 8). Los máximos más relevantes son los de 2009 y 2013, que coinciden con los máximos en la disolución de sales por un aumento del drenaje. Se da un descenso brusco de la cantidad exportada a partir del año hidrológico 2022 dado que son los años más secos y cálidos.

Causapé (2009b) consideró que valores de *ICS* inferiores a 2 t/ha · año/dS/m corresponden a una masa de sales exportada relativamente pequeña teniendo en cuenta las condiciones de salinidad naturales de la zona. En este estudio, en ningún momento se supera ese valor umbral, por lo que la masa exportada de sales no es alarmante.

La comparación de las figuras 8, 9 y 10 permite corroborar que la masa de sales exportada está estrechamente relacionada con el caudal del barranco. Esta relación se cuantifica en la Figura 11, que muestra una correlación positiva entre el caudal del barranco y la masa exportada de sales.

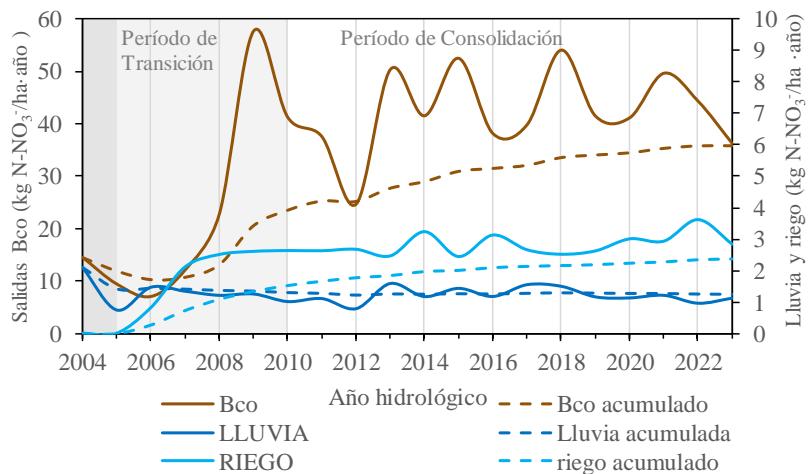


**Figura 11:** Gráfico de la relación y línea de regresión entre la masa de sal exportada y el caudal del barranco.

La implantación del regadío en la cuenca de Lerma acrecentó la disolución de sales y su exportación. Sin embargo, su consolidación ha supuesto una estabilización en la exportación de sales y una disminución en la contaminación por sales. Además, esta no supera los límites para que supongan un grave problema.

#### 4.4. Nitratos exportados

En la figura 12 podemos observar el “balance” de **nitrógeno** en kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha·año. Los datos se recogen en una tabla en el Anexo 3. Las entradas al sistema se llevan a cabo principalmente a través del regadío y las precipitaciones. En las entradas intervienen también el drenaje de la zona no regable, las filtraciones, las roturas y otros factores no analizados, que no se reflejan en este gráfico.

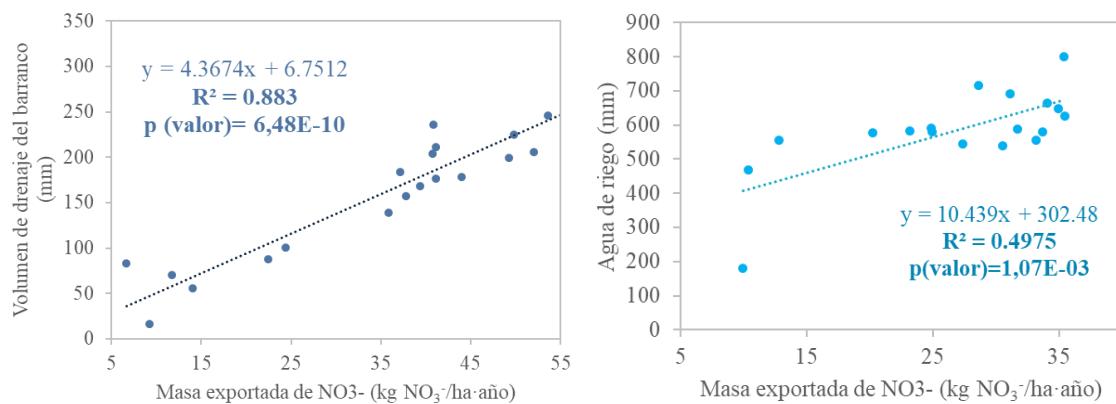


La tendencia de las **entradas** de nitratos a través del agua de riego es ligeramente ascendente, con mayor aumento durante el periodo de transición. Si nos fijamos en los datos brutos (no acumulados), se identifican máximos en 2014, 2016 y 2022, correspondientes a un mayor aporte de agua de regadío. En cambio, la entrada de nitratos al sistema mediante la lluvia va disminuyendo ligeramente hasta estabilizarse durante el periodo de consolidación. Presenta máximos en 2006, 2013, 2015 y 2018 que corresponden a años lluviosos. Destaca que los máximos en las entradas por riego coinciden con mínimos en las entradas por lluvia ya que cuanto menos llueve más se riega (véase Figura 7).

La **exportación de nitratos** mediante el barranco presenta una pauta temporal muy similar a la exportación de sales por el mismo. Se identifican máximos en los mismos años hidrológicos: 2009, 2013, 2015 y 2018. El más significativo es el que se da en 2009 alcanzando los 58 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha·año por un aumento del drenaje por la incorporación de nuevos drenes. También se observa un máximo en 2021 que puede relacionarse con un aumento del cultivo de maíz.

Sin embargo, en el caso de los nitratos la tendencia general es claramente ascendente, con una media de 28 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha·año en el periodo de transición a una media de 42 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha·año en el periodo de consolidación, mientras que para las sales la tendencia era descendente (véase Figura 8). Además, este valor es notablemente mayor que el obtenido por Merchán (2015) años antes (30 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha·año). Sin embargo, en comparación con otros regadíos estudiados, la cuenca de Lerma presenta unos valores de nitratos exportados menores. Por ejemplo, Cavero *et al.* (2003) encontraron 49 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha·año exportados en un regadío consolidado en la cuenca del Ebro, mientras que Klocke *et al.* (1999) dan un valor de 52 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha·año para una zona de regadío en Nebraska (EEUU).

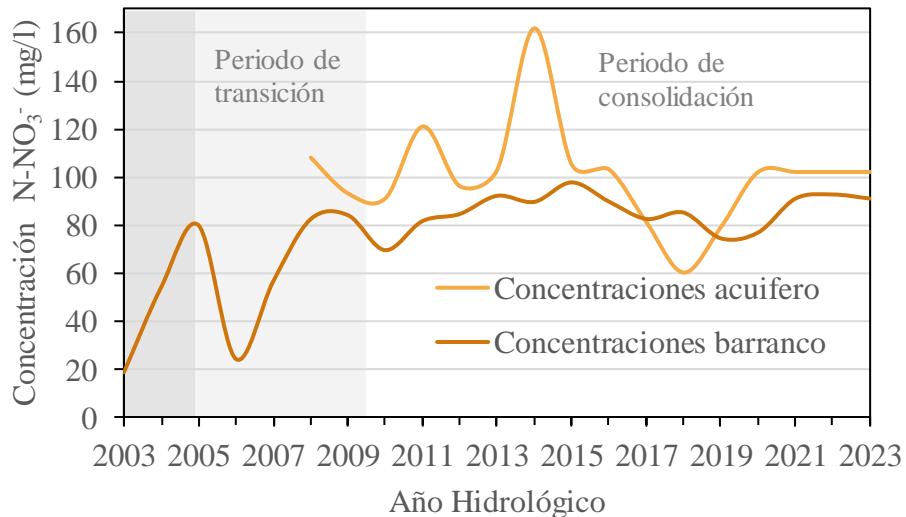
La cantidad de nitratos exportada guarda una estrecha relación con el caudal del barranco y con la cantidad de agua de riego utilizada, como puede observarse en los gráficos de la Figura 13.



**Figura 13:** Gráficos de relación y línea de tendencia entre la masa exportada de nitratos (kg/ha), el caudal del barranco (mm) y el agua de regadío (mm).

En cuanto a las **concentraciones de nitrato** en elementos sensibles de la cuenca, como son el acuífero y el barranco (Figura 14), se observan valores muy altos, superiores a los límites establecidos por la legislación (de 37,5 mg/l para las aguas subterráneas y 25 mg/l para las superficiales). También se observa que, durante el periodo de secano, no se evitó la lixiviación de nitratos y que, de hecho, se aprecia un aumento considerable entre 2003 y 2005. Además, destaca que, a excepción del periodo 2017-2019, las concentraciones son mayores en el acuífero que en el barranco, ya que en el barranco se dan procesos de

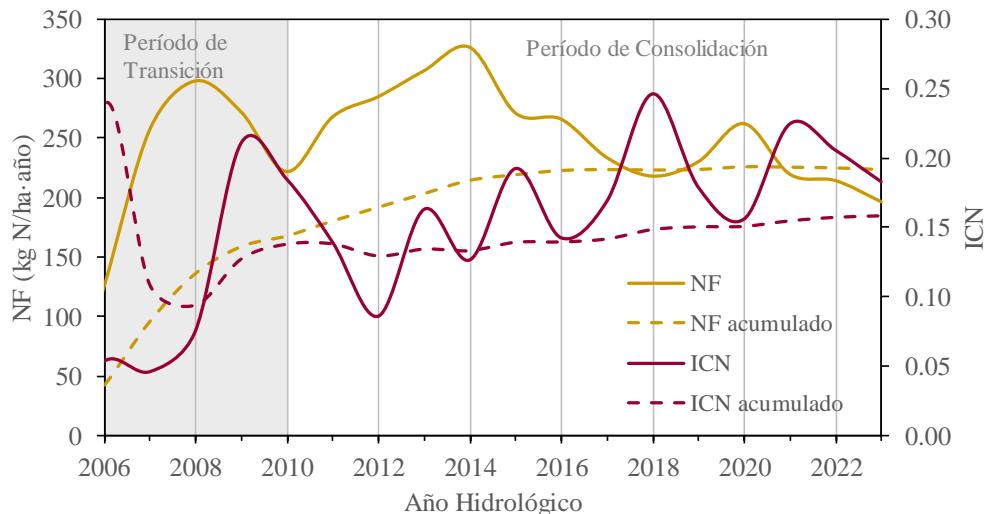
dilución con otras aguas, disminuyendo así las concentraciones de nitratos. En 2018 se produjo una importante disminución de la superficie dedicada al cultivo de maíz, lo que provocó un descenso de las concentraciones de nitrato en el acuífero.



**Figura 14:** Evolución temporal de las concentraciones de nitratos en el acuífero y en el barranco.

Las **necesidades de fertilización** ( $NF$ , ecuación 11) marcan una tendencia ascendente hasta el año 2015, y luego se estabilizan (Figura 15). Se registran máximos en 2008, 2014 y 2020, destacando los dos primeros. Estos coinciden con las mayores superficies cultivadas con maíz. Si nos fijamos en los datos brutos se observa una clara disminución a partir del año 2015 que puede relacionarse con una disminución brusca del cultivo de maíz (Figura 4), lo que se refleja en un descenso de las necesidades de fertilización hasta 2018 cuando vuelve a aumentar el cultivo de maíz.

El **índice de contaminación por nitratos** ( $ICN$ , ecuación 10) presenta una tendencia ascendente con una disminución brusca en los primeros años de implantación del regadío (Figura 15). Causapé (2009b) expone que valores de  $ICN$  menores a 0,2 corresponden a un alto aprovechamiento del agua de riego y de la fertilización nitrogenada. En este estudio, se supera ligeramente dicho valor durante los años hidrológicos 2009 (0,21), 2018 (0,25), 2021(0,22) y 2022 (0,21). Estos máximos están relacionados con (i) la construcción de nuevos drenes, (ii) las altas precipitaciones, que provocaron el lavado de grandes masas de contaminantes, y (iii) para los dos últimos máximos, también ha podido influir el aumento del cultivo de maíz (véase Figura 4).



**Figura 15:** Evolución del índice de contaminación por nitratos (ICN) y de las necesidades de fertilización.

La contaminación por nitratos está ligada al tipo de cultivo. En 2018, con un brusco descenso de la extensión del cultivo de maíz (véase Figura 4) se observa un descenso en las necesidades de fertilización, así como en las concentraciones de nitratos en el acuífero. Sin embargo, esto no se refleja en el correspondiente descenso en las masas exportadas, las concentraciones en el barranco o el *ICN* hasta 1-2 años después. Esto se relaciona con la amortiguación que ofrece el acuífero, dando lugar a un decalaje de dos años. En 2020 aumenta la superficie cultiva de maíz por lo que en 2021 se observa un máximo en el nitrato exportado, así como en el *ICN*.

La contaminación por nitratos en la cuenca de Lerma puede parecer alarmante dadas sus altas concentraciones, que en ningún momento se encuentran dentro de los límites legales. No obstante, las masas exportadas son relativamente moderadas y el *ICS* tiene unos valores similares a los de otros regadíos.

Es cierto que la tendencia de las masas exportadas con la implantación y consolidación del regadío es a aumentar si se presta atención a la media acumulada (véase Figura 12, línea marrón de puntos); sin embargo, desde la consolidación del regadío, la tendencia es a estabilizarse e, incluso a descender en los últimos dos años hidrológicos (véase Figura 12, línea marrón continua).

## 5. CONCLUSIONES

Tras el estudio de los balances hidrosalinos y la masa de nitrato exportada en la cuenca de Lerma entre los años hidrológicos 2003 y 2023 se extraen las siguientes conclusiones:

1. Hay un aumento de las necesidades hídricas en los 20 años de estudio debido al aumento de la extensión de los cultivos de alfalfa-maíz y las dobles cosechas.
2. El regadío de la cuenca de Lerma presenta una eficiencia de riego moderada-alta (74 %) y un déficit hídrico moderado (18 %).
3. Los últimos años de estudio presentan un peor aprovechamiento del agua de riego, con menores eficiencias de riego y mayor déficit hídrico, dado que se trata de los años más secos y cálidos.
4. Existe una buena correlación negativa entre las precipitaciones y el riego.
5. Las masas de sales exportadas iniciales se han doblado con la implantación del regadío. Durante la consolidación del regadío la tendencia general es descendente, terminando con una media de 3,1 t/ha·año.
6. Los valores del índice de contaminación por sales (ICS) son menores a 2 t/ha·año/dS/m límite considerado como medioambientalmente sostenible.
7. Existe una relación directa entre las necesidades de fertilización y la cantidad de cultivos de maíz.
8. Las masas de nitratos exportados iniciales se han triplicado con la implantación del regadío. De forma general, la exportación de nitratos ha ido aumentando, acabando con una media de 42 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha·año.
9. Los valores del índice de contaminación por nitratos (ICN) son generalmente menores a 0,2 límite considerado como medioambientalmente sostenible.
10. El hecho de que las concentraciones de nitrato del barranco estén por encima de los límites legales (50 mg/l) es contradictorio con el porcentaje de fertilizante aprovechado respecto a otros regadíos lo que invita a una revisión de la legislación.

El regadío de la cuenca del barranco de Lerma presenta un alto-moderado aprovechamiento del agua y cierto control en las exportaciones de contaminantes, en concreto para las sales. Sin embargo, se debe continuar la monitorización ya que la tendencia de los últimos años a disminuir la eficiencia de riego y aumentar las masas exportadas de nitratos, si continua, puede suponer un problema grave.

## 6. BIBLIOGRAFIA

Abrahao, R. (2010). *Impactos ambientales del riego: La transformación de la cuenca de Lerma (Zaragoza, España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza, 166 pp.

Benes, V., Pekny, V., Skorepa, J., Vrba, J., (1989). Impact of diffuse nitrate pollution sources on groundwater quality-some examples from Czechoslovakia. *Environmental Health Perspectives*, 83:5-24.

BOA (2009). Orden de 11 de diciembre de 2008, del Consejo de Agricultura y Alimentación, por la que se designan y modifican las zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma de Aragón.

BOE (2022). Real Decreto 47/2022, de 18 de enero 2022, sobre protección de las aguas contra la contaminación difusa producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. Disponible en: <https://www.boe.es/eli/es/rd/2022/01/18/47>

BOE (2023). Real Decreto 3/2023, de 10 de enero 2023, por el que se establecen los criterios técnico-sanitarios de la calidad del agua de consumo, su control y suministro. Disponible en: <https://www.boe.es/eli/es/rd/2023/01/10/3/con>

Causapé, J. (2002). *Repercusiones medioambientales de la agricultura sobre los recursos hídricos de la comunidad de regantes nº V de Bardenas (Zaragoza)*. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza, 144 pp.

Causapé, J., (2009a). Computer-based program for the assessment of water-induced contamination in irrigated lands. *Environmental Monitoring Assessment* 158: 307-314.

Causapé, J., (2009b). *Evaluación y vigilancia agroambiental de los regadíos del Ebro: El caso de Bardenas*. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza, 95 pp.

Causapé, J., Gimeno, M. J., Auque, L., (2023). Hydrosaline balance evolution of an irrigated zone: The case of Lerma basin (Spain, 2004-2020). *Science of the Total Environment*, 905: 166996.

Cavero, J., Farre, I., Debaeke, P., Faci, J. M., (2000). Simulation of Maize Yield under Water Stress with the EPICphase and CROPWAT Models. *Agronomy Journal*, 92: 679-690.

Cavero, J., Beltrán, A., Aragüés, R. (2003). Nitrate Exported in Drainage Waters of Two Sprinkler-Irrigated Watersheds. *Landscape and Watershed Processes*, 32: 916-926.

Dechmi, F., Playán, E., Faci, J.M., Tejero, M., Bercero, A. (2003). Analysis of an irrigation district in northeastern Spain I. Characterisation and water use assessment. *Agricultural Water Management*, 61: 75-92.

DOUE (1991). Directiva 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. Disponible en: <http://data.europa.eu/eli/dir/1991/676/oj>

DOUE (2008). Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas directivas. Disponible en: <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/98/oj>

Espinosa, J.A, (2022). *Evolución de la gestión del regadío en España y sus implicaciones ante la escasez de agua*. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba. 123 pp.

García-Garizábal, I. (2010). *Evaluación de alternativas de gestión del regadío tradicional para la reducción del impacto agroambiental*. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza. 157 pp.

García-Garizábal, I., Causapé, J., Abrahão, R., (2011). Application of the Irrigation Land Environmental Evaluation Tool for flood irrigation management and evaluation of water use. *Catena*, 87: 260-267.

Gheysari, M., Mirlatifi, S., Homae, M., Asadi, M., Hoogenboom, G. (2009). Nitrate leaching in a silage maize field under different irrigation and nitrogen fertilizer rates. *Agricultural Water Management*, 96 pp.

González, M. J. (2020). *Ánalisis y caracterización del uso de fuentes de agua no convencionales para riego agrícola en la cuenca del Segura*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena. 206 pp.

Greenpeace (2022). *Amenaza invisible: la contaminación del agua por nitratos*. Disponible en: <https://es.greenpeace.org/es/sala-de-prensa/informes/amenaza-invisible-la-contaminacion-del-agua-por-nitratos/>

Isaaks E., Srivastava R., R. (1989). *An introduction to applied geostatistics*. Oxford University Press, Nueva York, 561 pp.

Isidoro, D., Quílez, D., Aragüés, R. (2004). Water balance and irrigation performance analysis: La Violada irrigation district (Spain) as a case study. *Agricultural Water Management*, 64:123-142.

Isidoro, D., Quílez, D., Aragüés, R., (2006). Environmental Impact of Irrigation in La Violada District (Spain): I. Salt Export Patterns. *Journal of Environmental Quality*, 35: 766-775.

Jiménez, M. T. (2017). *Impacto de la modernización del regadío sobre la cantidad y calidad de los retornos de riego*. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza, 268 pp.

Klocke, N., Watts, D., Schneeklothm J., Davison, R., Todd, R., Parkhurst, A. (1999). Nitrate leaching in irrigated corn and soybean in a semi-arid climate. *American Society of Agricultural Engineers*, 42 (6): 1621-1630

Lecina, S., Playán, E., Isidoro, D., Dechmi, F., Causapé, J., Faci, J. (2005). Irrigation evaluation and simulation at the Irrigation District V of Bardenas (Spain). *Agricultural Water Management*, 73: 223-245.

Martínez-Cob, A., (2004). *Revisión de las necesidades hídricas netas de los cultivos de la cuenca del Ebro*. Confederación Hidrográfica del Ebro (documento interno).

Martínez-Cob, A., Zapata Ruiz, N., Sánchez Marcos, I., (2010). *Viento y riego: la variabilidad del viento en Aragón y su influencia en el riego por aspersión*. Institución "Fernando el Católico", Colección Estudios, 200 pp.

Merchán, D. (2015). *Hydrological Assessment of a Newly Implemented Irrigated Area in Spain: Salinization and Nitrate Pollution from Irrigation Returns Flows*. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza, 212 pp.

Merchán, D., Causapé, J., Abrahão, R., García-Garizábal, I. (2015). Assessment of a newly implemented irrigated area (Lerma Basin, Spain) over a 10-year period. I: Water Balances and Irrigation Performance. *Agricultural Water Management*. 158: 277-287.

MITERD (2020), Informe de seguimiento de la Directiva 91/676/CEE, Cuatrienio 2016-2019, 30 de diciembre de 2020. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/proteccion-nitratos-pesticidas/documentos-y-publicaciones.html>

Moreno, F., Cayuela, J., Fernández, J., Fernández-Boy, E., Murillo, J., Cabrera, F. (1996). Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agricultural Water Management*, 32:71-83.

Novotny, V., (1999). Diffuse pollution from agriculture – A worldwide outlook. *Water Science and Technology*, 39(3): 1-13.

Orús, F., Sin, E. (2006). El balance del nitrógeno en la agricultura. En: Fertilización Nitrogenada. Guía de actualización, (Orús, F., Ed). Gobierno de Aragón, Departamento de Agricultura y Alimentación, 11-22.

Quemada, M., Gabriel, J. (2016). Approaches for increasing nitrogen and water use efficiency simultaneously. *Global Food Security*, 9: 29-35.

Salazar, A., Costa, J.M., Navarro, J. J., Simón, J. L, Rodriguez Santisteban, R., García Villar, A., Barnolas, A., Robador, A. (1995). *Mapa Geológico de España 1:50.000, hoja nº 284 (Ejea de los Caballeros) y memoria*. IGME, 74 pp.

Salvador, R. (2003). *Estudio de las pérdidas por evaporación y arrastre en los sistemas de riego por aspersión: Diferencias entre riegos diurnos y nocturnos*. Proyecto fin de carrera de Ingeniería Agrónoma. Universidad de Lérida, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria. Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo. 206 pp.

SIAR, (2024). Servicio de Información Agroclimática para el Regadío. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación Disponible en: <https://servicio.mapa.gob.es/websiar/SeleccionParametrosMap.aspx?dst=1>

Singh, B., Craswell, E. (2020). Fertilizers and nitrate pollution of surface and ground water and increasingly pervasive global problem. *SN Applied Sciences*, 3: 518 pp.

Skhiri, A., Dechmi, F., (2012). Impact of sprinkler irrigation management on the Del Reguero river (Spain). I: Water balance and irrigation performance. *Agricultural Water Management*, 103: 120-129.

Tanji, K., Kielen, N. (2002). Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas. *FAO irrigation and drainage*, 61, 188 pp.

Velthof, G., Lesschen, J., Webb, J., Pietrzak, S., Miatkowski, Z., Pinto, M., Oenema, O. (2014). The impact of the Nitrates Directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000–2008. *Science of the Total Environment*, 468-469: 1225-1233.

Wahl, T., (2000). *Winflume User's Manual*. Software for Design and Calibration of Long-Throated Flumes and Broad-Crested Weirs for Open-Channel Water Flow Measurement. US Bureau of Reclamation Water Resources Research Laboratory, Denver, Colorado.

Wey, H., Hunkeler, D., Bischoff, W. A., Bunemann, E. (2022). Field-scale monitoring of nitrate leaching in agriculture: assessment of three methods. *Environ. Monit. Assess.*, 194,4.

## ANEXO 1

Tabla 1. Balance de agua por año hidrológico (medias móviles en negrita) en el área regable de la Cuenca de Lerma (2004-2023).

Año Hidrológico		ENTRADAS										SALIDAS					ALMACENAMIENTO		Desbalance				
		Lluvia		Riego		No Rega.		Filtración		Roturas		PEA		ET		Barranco	Acuífero	Suelo					
		mm/año										mm/año					mm/año						
Secano	2004	632	<b>632</b>	0	<b>0</b>	71	<b>71</b>	9	<b>9</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	335	<b>335</b>	136	<b>136</b>	--	--	30	<b>30</b>	35	<b>35</b>
Transición	2005	227	<b>430</b>	0	<b>0</b>	26	<b>49</b>	9	<b>9</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	260	<b>297</b>	52	<b>94</b>	--	--	-52	<b>-11</b>	1	<b>25</b>
	2006	444	<b>434</b>	181	<b>60</b>	51	<b>50</b>	9	<b>9</b>	0	<b>0</b>	27	<b>9</b>	467	<b>354</b>	144	<b>110</b>	--	--	56	<b>11</b>	-1	<b>13</b>
	2007	406	<b>427</b>	467	<b>162</b>	45	<b>48</b>	9	<b>9</b>	0	<b>0</b>	72	<b>25</b>	691	<b>438</b>	124	<b>114</b>	--	--	-40	<b>-1</b>	9	<b>12</b>
	2008	367	<b>415</b>	554	<b>240</b>	41	<b>47</b>	9	<b>9</b>	0	<b>0</b>	80	<b>36</b>	701	<b>491</b>	137	<b>119</b>	--	--	8	<b>1</b>	5	<b>10</b>
	2009	380	<b>409</b>	576	<b>296</b>	44	<b>46</b>	9	<b>9</b>	2	<b>0</b>	87	<b>44</b>	751	<b>534</b>	342	<b>156</b>	-3	<b>-1</b>	-17	<b>-2</b>	-14	<b>4</b>
	2010	307	<b>395</b>	582	<b>337</b>	37	<b>45</b>	9	<b>9</b>	13	<b>2</b>	90	<b>51</b>	669	<b>554</b>	294	<b>176</b>	-14	<b>-3</b>	16	<b>0</b>	-11	<b>1</b>
	2011	336	<b>387</b>	580	<b>368</b>	38	<b>44</b>	9	<b>9</b>	0	<b>2</b>	88	<b>56</b>	762	<b>580</b>	231	<b>183</b>	-38	<b>-7</b>	-13	<b>-2</b>	-7	<b>0</b>
	2012	240	<b>371</b>	591	<b>392</b>	26	<b>42</b>	9	<b>9</b>	0	<b>2</b>	94	<b>60</b>	661	<b>589</b>	135	<b>177</b>	-6	<b>-7</b>	7	<b>-1</b>	-3	<b>0</b>
	2013	480	<b>382</b>	544	<b>407</b>	57	<b>44</b>	9	<b>9</b>	0	<b>1</b>	71	<b>61</b>	760	<b>606</b>	291	<b>189</b>	37	<b>-3</b>	7	<b>0</b>	-7	<b>-1</b>
	2014	355	<b>379</b>	715	<b>435</b>	40	<b>43</b>	9	<b>9</b>	0	<b>1</b>	98	<b>64</b>	833	<b>626</b>	226	<b>192</b>	-52	<b>-7</b>	7	<b>1</b>	1	<b>-1</b>
Regadio Consolidado	2015	433	<b>384</b>	539	<b>444</b>	49	<b>44</b>	9	<b>9</b>	0	<b>1</b>	76	<b>65</b>	791	<b>640</b>	264	<b>198</b>	-16	<b>-8</b>	-5	<b>0</b>	-7	<b>-2</b>
	2016	356	<b>382</b>	691	<b>463</b>	40	<b>44</b>	9	<b>9</b>	0	<b>1</b>	101	<b>68</b>	824	<b>654</b>	207	<b>199</b>	-13	<b>-8</b>	-9	<b>0</b>	-1	<b>-2</b>
	2017	468	<b>388</b>	587	<b>472</b>	52	<b>44</b>	9	<b>9</b>	0	<b>1</b>	76	<b>69</b>	761	<b>662</b>	230	<b>201</b>	-4	<b>-8</b>	38	<b>2</b>	1	<b>-1</b>
	2018	452	<b>392</b>	556	<b>478</b>	51	<b>45</b>	9	<b>9</b>	0	<b>1</b>	69	<b>69</b>	742	<b>667</b>	307	<b>208</b>	-6	<b>-8</b>	-33	<b>0</b>	-1	<b>-1</b>
	2019	352	<b>390</b>	580	<b>484</b>	40	<b>44</b>	9	<b>9</b>	0	<b>1</b>	137	<b>73</b>	706	<b>670</b>	260	<b>211</b>	-12	<b>-8</b>	13	<b>1</b>	-12	<b>-2</b>
	2020	342	<b>387</b>	664	<b>495</b>	39	<b>44</b>	9	<b>9</b>	0	<b>1</b>	93	<b>74</b>	815	<b>678</b>	252	<b>214</b>	18	<b>-7</b>	-8	<b>0</b>	-10	<b>-3</b>
	2021	376	<b>386</b>	648	<b>503</b>	42	<b>44</b>	9	<b>9</b>	0	<b>1</b>	83	<b>75</b>	734	<b>681</b>	250	<b>216</b>	0	<b>-6</b>	12	<b>1</b>	-1	<b>-2</b>
	2022	291	<b>381</b>	799	<b>519</b>	33	<b>43</b>	9	<b>9</b>	0	<b>1</b>	117	<b>77</b>	808	<b>688</b>	221	<b>216</b>	0	<b>-6</b>	-9	<b>0</b>	0	<b>-2</b>
	2023	340	<b>379</b>	626	<b>524</b>	39	<b>43</b>	9	<b>9</b>	0	<b>1</b>	100	<b>78</b>	690	<b>688</b>	187	<b>214</b>	0	<b>-6</b>	14	<b>1</b>	2	<b>-2</b>

## ANEXO 2

Tabla 2. Balance de sales por año hidrológico (medias móviles en negrita) en el área regable de la Cuenca de Lerma (2004-2023).

Año Hidrológico	ENTRADAS										SALIDAS				ALMACENAMIENTO		E-S-A						
	Lluvia	Riego	No Rega.	Filtración	Roturas	PEA	ET	Barranco	Acuífero	Suelo													
----- kg/ha·año -----																							
Secano	2004	134	<b>134</b>	0	<b>0</b>	1801	<b>1801</b>	24	<b>24</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	4332	<b>4332</b>	0	<b>0</b>	4	<b>4</b>	-2376	<b>35</b>
	2005	48	<b>91</b>	0	<b>0</b>	668	<b>1235</b>	24	<b>24</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	1815	<b>3074</b>	0	<b>0</b>	-11	<b>-3</b>	-1064	<b>25</b>
Transición	2006	94	<b>92</b>	484	<b>161</b>	1301	<b>1257</b>	24	<b>24</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	3177	<b>3108</b>	0	<b>0</b>	12	<b>2</b>	-1285	<b>13</b>
	2007	86	<b>91</b>	1253	<b>434</b>	1130	<b>1225</b>	24	<b>24</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	2648	<b>2993</b>	0	<b>0</b>	-8	<b>-1</b>	-147	<b>12</b>
	2008	78	<b>88</b>	1486	<b>644</b>	1033	<b>1187</b>	24	<b>24</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	3604	<b>3115</b>	1522	<b>304</b>	237	<b>47</b>	-2742	<b>10</b>
	2009	81	<b>87</b>	1544	<b>794</b>	1107	<b>1173</b>	24	<b>24</b>	5	<b>1</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	8298	<b>3979</b>	224	<b>291</b>	-157	<b>13</b>	-5603	<b>4</b>
	2010	65	<b>84</b>	1560	<b>904</b>	924	<b>1138</b>	24	<b>24</b>	34	<b>6</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	5399	<b>4182</b>	-200	<b>221</b>	172	<b>35</b>	-2762	<b>1</b>
	2011	71	<b>82</b>	1556	<b>985</b>	969	<b>1117</b>	24	<b>24</b>	1	<b>5</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	4133	<b>4176</b>	-500	<b>131</b>	-151	<b>12</b>	-860	<b>0</b>
Regadío Consolidado	2012	51	<b>79</b>	1583	<b>1052</b>	651	<b>1065</b>	24	<b>24</b>	0	<b>4</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	2791	<b>4022</b>	-131	<b>102</b>	66	<b>18</b>	-417	<b>0</b>
	2013	102	<b>81</b>	1459	<b>1092</b>	1439	<b>1102</b>	24	<b>24</b>	0	<b>4</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	6624	<b>4282</b>	508	<b>142</b>	92	<b>26</b>	-4200	<b>-1</b>
	2014	75	<b>80</b>	1916	<b>1167</b>	1023	<b>1095</b>	24	<b>24</b>	0	<b>4</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	4385	<b>4291</b>	-450	<b>88</b>	121	<b>34</b>	-1017	<b>-1</b>
	2015	92	<b>81</b>	1446	<b>1191</b>	1249	<b>1108</b>	24	<b>24</b>	0	<b>3</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	5268	<b>4373</b>	-412	<b>47</b>	-143	<b>19</b>	-1902	<b>-2</b>
	2016	76	<b>81</b>	1853	<b>1242</b>	1025	<b>1102</b>	24	<b>24</b>	0	<b>3</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	4247	<b>4363</b>	5	<b>43</b>	-36	<b>15</b>	-1239	<b>-2</b>
	2017	99	<b>82</b>	1574	<b>1265</b>	1325	<b>1118</b>	24	<b>24</b>	0	<b>3</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	4387	<b>4365</b>	-65	<b>36</b>	411	<b>44</b>	-1710	<b>-1</b>
	2018	96	<b>83</b>	1490	<b>1280</b>	1303	<b>1130</b>	24	<b>24</b>	0	<b>3</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	5356	<b>4431</b>	-45	<b>30</b>	-353	<b>17</b>	-2044	<b>-1</b>
	2019	75	<b>83</b>	1554	<b>1297</b>	1014	<b>1123</b>	24	<b>24</b>	0	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	3658	<b>4383</b>	-146	<b>19</b>	142	<b>25</b>	-986	<b>-2</b>
	2020	73	<b>82</b>	1780	<b>1326</b>	987	<b>1115</b>	24	<b>24</b>	0	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	3417	<b>4326</b>	150	<b>27</b>	-121	<b>16</b>	-582	<b>-3</b>
	2021	78	<b>82</b>	1737	<b>1349</b>	1058	<b>1112</b>	24	<b>24</b>	0	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	3649	<b>4288</b>	0	<b>25</b>	121	<b>22</b>	-873	<b>-2</b>
	2022	62	<b>81</b>	2143	<b>1390</b>	841	<b>1097</b>	24	<b>24</b>	0	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	3617	<b>4253</b>	0	<b>24</b>	-91	<b>16</b>	-457	<b>-2</b>
	2023	72	<b>80</b>	1679	<b>1405</b>	981	<b>1091</b>	24	<b>24</b>	0	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	2705	<b>4175</b>	0	<b>23</b>	140	<b>22</b>	-89	<b>-2</b>

## ANEXO 3

Tabla 3. Balance de nitratos por año hidrológico (medias móviles en negrita) en el área regable de la Cuenca de Lerma (2004-2023).

Año Hidrológico	ENTRADAS										SALIDAS				ALMACENAMIENTO		E-S-A					
	Lluvia	Riego	No Rega.	Filtración	Roturas	PEA	ET	Barranco	Acuífero	Suelo												
kg N-NO <sub>3</sub> /ha·año																						
Secano	2004	1	2	1	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	15	<b>15</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	-12	<b>-12</b>
Transición	2005	1	1	2	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	9	<b>12</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	-8	<b>-10</b>
Regadío Consolidado	2006	1	1	3	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	7	<b>10</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	-4	<b>-8</b>
	2007	1	1	3	<b>1</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	12	<b>11</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	-8	<b>-8</b>
	2008	1	1	3	<b>1</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	23	<b>13</b>	39	<b>8</b>	6	<b>1</b>	-64	<b>-19</b>
	2009	1	1	3	<b>1</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	58	<b>21</b>	-6	<b>5</b>	-5	<b>0</b>	-43	<b>-23</b>
	2010	1	1	3	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	41	<b>24</b>	-4	<b>4</b>	3	<b>1</b>	-37	<b>-25</b>
	2011	2	1	2	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	37	<b>25</b>	-1	<b>4</b>	-2	<b>0</b>	-31	<b>-26</b>
	2012	1	1	3	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	25	<b>25</b>	-7	<b>2</b>	1	<b>0</b>	-15	<b>-25</b>
	2013	1	1	2	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	50	<b>28</b>	10	<b>3</b>	2	<b>1</b>	-58	<b>-28</b>
	2014	1	1	3	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	41	<b>29</b>	-1	<b>3</b>	6	<b>1</b>	-42	<b>-29</b>
	2015	2	1	3	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	52	<b>31</b>	-15	<b>1</b>	-5	<b>1</b>	-28	<b>-29</b>
	2016	2	1	3	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	38	<b>31</b>	-3	<b>1</b>	-2	<b>0</b>	-28	<b>-29</b>
	2017	1	1	3	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	40	<b>32</b>	-3	<b>1</b>	6	<b>1</b>	-38	<b>-30</b>
	2018	1	1	3	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	54	<b>34</b>	-3	<b>0</b>	-7	<b>0</b>	-39	<b>-30</b>
	2019	1	1	3	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	41	<b>34</b>	0	<b>0</b>	3	<b>0</b>	-40	<b>-31</b>
	2020	1	1	4	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	41	<b>34</b>	6	<b>1</b>	0	<b>0</b>	-42	<b>-32</b>
	2021	1	1	3	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	50	<b>35</b>	0	<b>1</b>	3	<b>1</b>	-48	<b>-33</b>
	2022	1	1	1	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	44	<b>36</b>	0	<b>1</b>	-2	<b>0</b>	-37	<b>-33</b>
	2023	1	1	2	<b>2</b>	0	<b>0</b>	0	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	0	<b>0</b>	36	<b>36</b>	0	<b>1</b>	3	<b>1</b>	-35	<b>-33</b>

