

EVALUACIÓN Y VIGILANCIA AGROAMBIENTAL DE LOS REGADÍOS DEL EBRO:

EL CASO DE BARDENAS



Jesús A. Causapé Valenzuela
www.jcausape.es

Proyectos de Investigación asociados:

- Asistencia Técnica CHE (2003): Revisión Bibliográfica sobre la eficiencia del riego e impacto medioambiental en los recursos hídricos de zonas regables de la cuenca del Ebro.
- Asistencia Técnica CHE (2004): La red de control de los regadíos de la cuenca del Ebro. Metodología y aplicación al sistema de Bardenas.
- Convenio CHE (2005): Caracterización de la calidad de las aguas superficiales y control de los retornos del riego en la cuenca del Ebro.
- Proyecto Demostración DGA (2006). Evaluación de estrategias de riego y fertilización nitrogenada para reducir el impacto ambiental del regadío II.
- Proyecto I+D MEC (2004-2007). Red de cuencas experimentales agrarias para la investigación de la contaminación difusa del regadío. Red CICoR.

Estructura del documento

El presente libro se ha estructurado en una introducción general (Capítulo I) seguida de cuatro capítulos centrales acordes con los objetivos parciales planteados en el trabajo (Capítulos II, III, IV y V), y la conclusión general del estudio con recomendaciones para la investigación futura (Capítulo VI).

Los cuatro capítulos centrales se han diseñado en formato de artículos científicos estructurados en resumen, introducción, metodología, resultados, y conclusiones independientes al resto del estudio.

De hecho, los capítulos II y III ya han sido publicados en revistas científicas incluidas en el Scientist Citation Index (Causapé et al., 2006 y Causapé, 2008a), al igual que análisis preliminares a los capítulos IV y V elaborados con un menor número de años de seguimiento (Causapé 2008b y Causapé 2008c).

Tras las conclusiones generales del estudio se incluyen las referencias bibliográficas citadas, glosario de abreviaturas, y los índices de tablas y figuras.

Resumen

Una adecuada planificación y gestión hidrológica debe asegurar la adecuada satisfacción de la demanda de agua protegiendo a su vez la cantidad y calidad de los recursos hídricos. En este sentido, el regadío supone el principal uso de agua en la cuenca del Ebro ocasionando una gran problemática en torno a la contaminación por sales y nitratos. Este estudio pretende proponer actuaciones para el control agroambiental de los regadíos del Ebro y valorar sus posibilidades de éxito mediante el desarrollo de una experiencia piloto.

Para ello, se analizó la información existente sobre aprovechamiento de agua e impacto agroambiental de regadíos del Ebro, desarrollando software específico para su evaluación basado en la ejecución de balances de agua y contaminantes, que se aplicó a los regadíos de Bardenas incluidos en la cuenca del Arba (59.200 ha) durante cuatro años hidrológicos (2004-2007).

El desarrollo del programa informático **EMR (Evaluador Medioambiental de Regadíos)** y su aplicación en Bardenas permitió detectar que desde 2004 los índices de contaminación por sales y nitratos se redujeron un 15 y un 23% respectivamente. No obstante, aunque los índices de aprovechamiento de agua (83%) y contaminación salina (1,7 t/ha·año/dS/m) de Bardenas presentaron el nivel de modernos regadíos bien gestionados, el índice de contaminación por nitratos fue un 24% superior y los cultivos sufrieron cierto estrés hídrico (8%), aconsejando un más adecuado manejo combinado del riego y la fertilización.

El desarrollo de una metodología común para la evaluación agroambiental de regadíos, su implementación en una herramienta informática de fácil manejo y los buenos resultados obtenidos con ella en la experiencia piloto llevada a cabo en Bardenas, ofrecen suficientes garantías de éxito para la implantación de una **Red de Control permanente de los Regadíos del Ebro (ReCoR-Ebro)** que aporte la información necesaria para una adecuada planificación y gestión hidrológica de la cuenca del Ebro.

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN GENERAL.	1
II. EFICIENCIA DE RIEGO Y CALIDAD DE LOS RETORNOS DE RIEGO EN LA CUENCA DEL EBRO.	7
2.1. Introducción.	8
2.2. Metodología.	10
2.3. Resultados.	13
2.3.1. <u>Eficiencia de Riego.</u>	13
2.3.2. <u>Sales y nitrato en los retornos de riego.</u>	16
2.4. Conclusiones.	18
III. EVALUADOR MEDIOAMBIENTAL DE REGADÍOS.	21
3.1. Introducción.	22
3.2. Descripción de EMR.	24
3.3. Metodología.	25
3.4. Resultados.	29
3.4.1. <u>Evaluación de la calidad del riego.</u>	29
3.4.2. <u>Índices de evaluación agroambiental.</u>	31
3.5. Conclusiones.	35
IV. APROVECHAMIENTO DEL AGUA EN LOS REGADÍOS DE BARDENAS	37
4.1. Introducción.	38
4.2. Descripción del área de estudio.	39
4.3. Metodología.	46
4.4. Resultados.	49
4.4.1. <u>Balance hídrico.</u>	49
4.4.2. <u>Balance de agua en el suelo.</u>	51
4.4.3. <u>Calidad del riego.</u>	54
4.4.3. <u>Aprovechamiento del agua en Bardenas.</u>	57
4.5. Conclusiones.	59

ÍNDICE

V. SALES Y NITRATO EXPORTADOS EN EL DRENAJE DE BARDENAS.	61
5.1. Introducción.	62
5.2. Metodología.	63
5.3. Resultados.	66
5.3.1. <u>Sales.</u>	66
5.3.2. <u>Nitrato.</u>	71
5.4. Conclusiones finales.	76
VI. CONCLUSIONES GENERALES.	77
5.1. Conclusiones y discusión final.	77
5.2. Recomendaciones para la investigación futura.	82
Referencias.	85
Glosario de abreviaturas.	91
Índice de tablas.	93
Índice de figuras.	95

INTRODUCCIÓN GENERAL

Desde los tiempos más remotos, el hombre ha mostrado un gran interés por explotar los recursos naturales y entre ellos, el más apreciado como parte esencial del ciclo de la vida, ha sido el agua. Hoy en día, el agua sigue siendo el recurso natural más valioso en zonas que tienen serios problemas de abastecimiento, y en el futuro todavía será mucho más valorada si se cumplen las predicciones del cambio climático global.

El agua ha sido tradicionalmente motivo de disputas y su elevado interés estratégico ha promovido el avance en el conocimiento acerca de su origen, movimiento, interacción con suelos y rocas, propiedades físico-químicas, así como las condiciones que determinan las medidas de su aprovechamiento, regulación y evacuación.

El volumen de agua necesario para generar alimentos condiciona que la agricultura se constituya como el principal uso de agua dulce a nivel mundial con un 69% de las extracciones y un 93% del consumo total. Gracias a ello, el 40% de la producción agrícola mundial se obtiene en el 20% de la superficie cultivada donde el regadío está presente (www.fao.org).

Si atendemos al agua necesaria para generar alimentos, como ejemplo, el abastecimiento de Madrid bajo una dieta de supervivencia requeriría 2.190 Hm³/año mientras que bajo una dieta rica en proteínas se necesita un volumen 5,4 veces mayor (Tabla 1.1), similar a la capacidad de embalse de toda la cuenca del Tajo.

Tabla 1.1. Volumen de agua requerido para alimentar a la ciudad de Madrid según una dieta de supervivencia, vegetariana o rica en proteínas.

Dieta	m³/habitante-día	Habitantes Madrid	Hm³/año
Supervivencia	1,0 ¹	6·10 ⁶	2.190
Vegetariana	2,6 ¹	6·10 ⁶	5.694
Rica en proteínas	5,4 ¹	6·10 ⁶	11.828

¹ Renault and Wallender (2004)

Históricamente, la expansión de la agricultura de regadío ha contribuido a satisfacer las necesidades alimenticias de una creciente población mundial. No obstante, aunque 2007 fue un año record de producción, los precios del cereal se incrementaron un 60% como consecuencia del aumento del precio del petróleo, el impulso del biodiesel y sobre todo de un mayor consumo de países emergentes como India y China (Lorente, 2007; Bussièrè and Mehl, 2008; Henderson, 2008). Según estos trabajos bastará que indios y chinos coman la mitad de proteínas que los países desarrollados para que el mercado mundial quede desabastecido.

Lamentablemente, la agricultura de regadío no sólo ha aportado beneficios sino que también origina importantes problemas ambientales derivados de la creciente demanda de agua regulada, la contaminación de ecosistemas acuáticos receptores de retornos de riego, o el deterioro de suelos. Así por ejemplo, la derivación de caudales de los ríos Amu-Darya y Syr-Darya para suministro de agua al regadío está causando desde 1960 un continuo retroceso del Mar Aral y la progresiva salinización de sus aguas con importantes consecuencias ambientales y económicas por cambios en su biodiversidad (Aladin and Plotnikov, 2003; Cai et al., 2003).

Es un hecho constatado que la salinización de los suelos de Mesopotámica fue la causa de la caída de la civilización Sumeria hace 5.000 años (Jiménez y Lamo de Espinosa, 1998). Actualmente, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (www.fao.org) estima que de los 237 millones de hectáreas regadas, alrededor de 30 millones están gravemente afectadas por la salinidad, y otros 70 millones lo están en cierta medida. A nivel local, porcentajes similares son estimados para regadíos del Ebro.

Una agricultura de regadío sostenible exige, entre otras cosas, que las sales no queden acumuladas en los suelos impidiendo el desarrollo normal de los cultivos, por lo que es necesaria su evacuación produciendo un incremento en la salinidad de los sistemas receptores (ríos y acuíferos).

Los cambios que sufre el agua en la composición química por su evapoconcentración y la disolución de sales presentes en el suelo, pueden llegar a ser tan importantes como para no permitir su uso posterior en otras actividades agrarias, industriales, urbanas o ecológicas (Jiménez y Lamo de Espinosa, 1998).

En algunas zonas las necesidades hídricas pueden ser tan altas que se desarrollan estrategias de gestión para emplear los retornos de riego como recurso adicional (Beltrán, 1999). Así, en la costa oeste americana la necesidad de suministrar agua de calidad del río Colorado a los entornos agrarios llevó a construir la mayor planta desalinizadora del mundo, pues este río presentaba altas concentraciones salinas por acumulación de los retornos de riego que vertían a lo largo de su cauce (Wichelns and Oster, 2006).

La Agencia Estadounidense de Protección del Medioambiente identifica a la agricultura como la principal fuente de contaminación de las aguas (www.epa.gov). Mención especial merece la contaminación inducida por nitratos de origen agrario ya que la Organización Mundial de la Salud identifica como un problema muy importante la presencia de nitratos derivados de la fertilización nitrogenada en las aguas superficiales y subterráneas (OMS, 2004).

La necesidad de producir mayores cantidades de alimentos fomentó la aplicación de fertilizantes minerales nitrogenados para aumentar las cosechas hasta alcanzar los rendimientos deseados (Betrán, 2006). Pero las altas tasas de nitrato en ríos o mares también está causando graves efectos medioambientales, provocando la aparición de zonas anóxicas y la eutrofización de los medios acuáticos, como se evidencia en las costas de los Estados Unidos (Scavia and Bricker, 2006) o China (Wang, 2006).

El problema es de tal magnitud que actualmente existen 800.000 km² de zonas costeras “muertas” por la llegada de excesos de fertilizantes agrarios a las desembocaduras de grandes ríos (Díaz, 2007). Lo más preocupante es que la tendencia en el aumento de zonas muertas del océano desde 1960 es exponencial (Fig. 1.1) lo que indica que la problemática en las aguas continentales esta lejos de solucionarse.

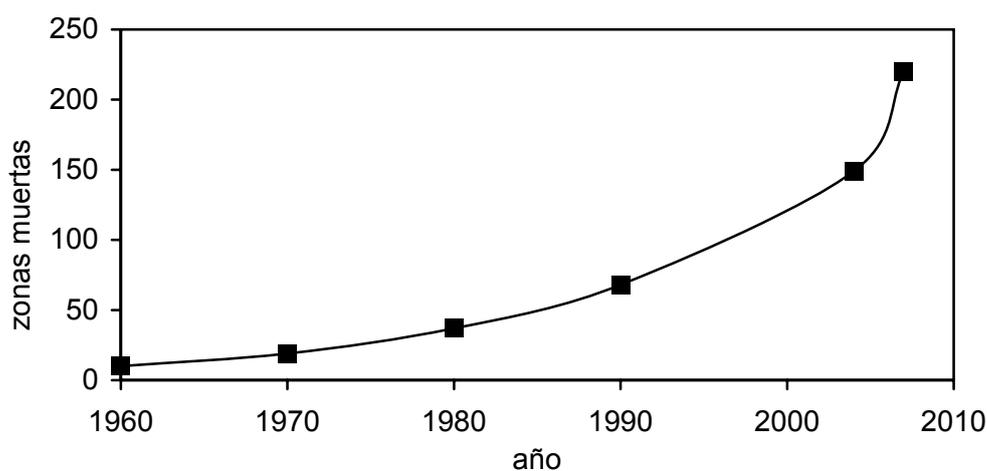


Fig. 1.1. Evolución del número de zonas costeras muertas detectadas entre 1960 y 2007 (Díaz, 2007).

Así pues, a nivel mundial la contaminación de los ecosistemas acuáticos receptores de retornos de riego es un problema creciente ante la implantación de mayores áreas destinadas a la agricultura de regadío (Gehl et al. 2005).

Mientras en el tercer mundo, con muertes por desnutrición, sigue siendo prioritario satisfacer las necesidades más básicas, en los países más desarrollados a la gestión del agua se le exige ir más lejos, ya que además de asegurar la adecuada satisfacción de los recursos hídricos, debe preservar el buen estado ecológico de los ecosistemas acuáticos y proteger la calidad de los recursos hídricos.

Durante los últimos años, diversas directivas abogan por la consecución y mantenimiento del buen estado ecológico de las masas de agua en países, que como España, pertenecen a la Unión Europea.

Así, la Directiva Marco del Agua (EU, 2000) y su directiva “hija” específica para aguas subterráneas (EU, 2006) promueven la gestión del agua según planes hidrológicos de cuenca con el objetivo ambiental de alcanzar el “buen estado ecológico” de todas las masas de agua en 2015.

Por “buen estado ecológico” entiende tanto aspectos cuantitativos, equilibrio entre la extracción y recarga natural, como de calidad conforme a unas normas y que no presenten efectos de salinidad u otras intrusiones.

En el ámbito de las actuaciones de la Directiva Marco del Agua (EU, 2000) se han definido en Europa 70.000 masas de agua de las cuales tan sólo el 29% de las superficiales y el 43% de las subterráneas no están en riesgo, mientras que un 25% ya han sido consideradas como artificiales o muy modificadas (Quevauviller, 2007).

En España, un 37% de las masas de aguas subterráneas están consideradas en riesgo y otro tanto está todavía sin catalogar a falta de más información. El 64% de las masas de agua que están en riesgo es debido a la contaminación difusa y el 63% lo están por riesgo cuantitativo (MIMAM, 2006).

Es significativo que a fecha de hoy la Unión Europea (2006) sólo haya definido normas de calidad en base a concentraciones máximas permisibles para los plaguicidas (0,1 y 0,5 µg/l), por su peligrosidad, y para el nitrato (50 mg/l), reconociendo así un grave problema ambiental de difícil solución.

Desde la pasada década se han redactado directivas europeas que pretenden proteger directamente a las aguas de la contaminación por nitratos de origen agrario (EU, 1991), lo que a nivel nacional y regional se ha traducido en la declaración de zonas vulnerables, establecimiento de códigos de buenas prácticas agrarias y medidas de obligado cumplimiento (En Aragón: BOA, 1997; BOA, 2001).

En un país como España, donde existen $3,7 \cdot 10^6$ ha en riego que demandan el 80% de los recursos hídricos, es evidente que la consecución de los nuevos retos del siglo XXI pasan por una adecuada planificación y gestión del agua de riego y de sus retornos. La ley de aguas en su artículo 14 considera a las cuencas hidrográficas como las unidades indivisibles de gestión del agua y es competencia de ellas velar por su adecuado uso.

Promover el desarrollo sostenible del regadío maximizando el aprovechamiento del agua sin comprometer la calidad del suelo y minimizando el impacto potencial de los retornos del riego es uno de los mayores retos para organismos de cuenca y comunidades de regantes encargados de la gestión del agua. Sin embargo, a día de hoy no se dispone de las herramientas de control agroambiental necesarias que fomenten la adecuada gestión del regadío.

En este sentido, Confederación Hidrográfica del Ebro o la Comunidad de Regantes de Bardenas (organismos que gestionan el área de estudio de este trabajo) no son ninguna excepción y necesitan de trabajos de investigación pioneros que indiquen el camino a seguir para el control agroambiental del territorio que gestionan. Por tanto, los objetivos de este estudio son:

i) Identificar y diagnosticar mediante el análisis de información bibliográfica los principales problemas ambientales detectados en los regadíos de la cuenca del Ebro (Capítulo II).

ii) Unificar criterios metodológicos y proponer índices para la evaluación agroambiental de regadíos incorporándolos a una aplicación informática de fácil manejo que quede a disposición de técnicos encargados de la gestión del agua (Capítulo III).

iii) Llevar a cabo una experiencia piloto de control agroambiental de los regadíos de Bardenas que evalúe estos regadíos y cuya metodología pueda ser exportada al resto de regadíos de la cuenca del Ebro (Capítulos IV y V).

EFICIENCIA DE RIEGO Y CALIDAD DE LOS RETORNOS DE RIEGO EN LA CUENCA DEL EBRO

Resumen

La revisión de la calidad del riego de 22 zonas estudiadas en la cuenca del Ebro muestra que la eficiencia de riego es baja (ER= 53%) en zonas de riego por inundación sobre suelos inadecuados para este sistema de riego (suelos muy permeables y poco profundos), alta (ER= 79%) en riegos por inundación sobre suelos apropiados, y muy alta (ER= 94%) en modernos, automáticos y bien gestionados regadíos por aspersión.

La masa de sales y nitrato exportada en los retornos de siete regadíos estudiados varió, dependiendo de la salinidad del suelo y del manejo agronómico, entre 3-16 t/ha·año y 23-195 kg N-NO₃⁻/ha·año respectivamente. Las menores masas de nitrato exportadas desde regadíos con alta eficiencia de riego muestran que un apropiado manejo del riego y de la fertilización nitrogenada son las claves para minimizar la contaminación inducida por el regadío. La presencia de sales en el suelo-subsuelo provocó elevadas masas de sales exportadas (>14 t/ha·año) incluso en regadíos muy eficientes.

La revisión ha detectado dos importantes problemas relacionados con: i) la precedera duración de los estudios llevados a cabo y ii) la variabilidad en las metodologías utilizadas que provocan la ausencia de medidores estándar de la eficiencia e impacto agroambiental del regadío. Estas limitaciones ponen de relieve la necesidad de implantar una red permanente y estandarizada para el seguimiento agroambiental del regadío basada principalmente en el control de la cantidad y calidad de los retornos de los grandes regadíos del Ebro.

2.1. Introducción

La agricultura de regadío es el principal uso de agua en la cuenca del Ebro con 783.948 ha regadas (Fig. 2.1) y un total de agua demandada de 6.310 Hm³/año (CHE, 1996). Las aguas superficiales, principalmente derivadas desde el Pirineo, abastecen al 91% del regadío mientras que el resto es regado con aguas subterráneas. El riego por inundación es el principal sistema implantado (69% del total), seguido por la aspersion (19%) y el riego por goteo (11%) (INE, 2003).

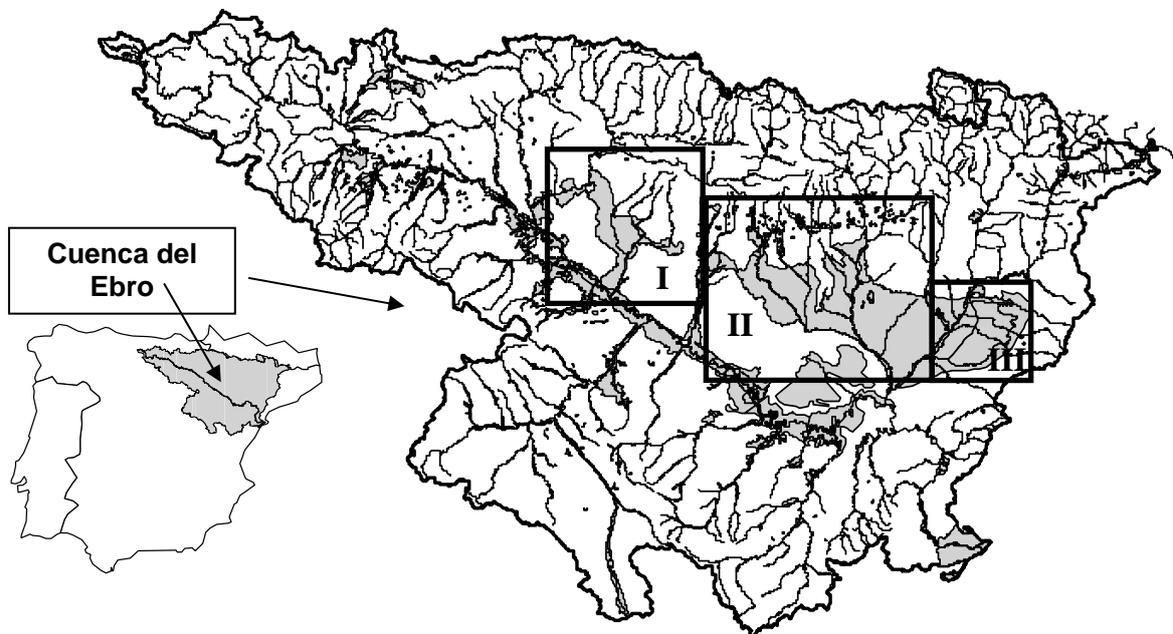


Fig. 2.1. Distribución del área regable en la cuenca del Ebro que suma un total de 783.948 ha (www.chebro.es). Las áreas estudiadas se localizan en las zonas oeste (I), centro (II) y este (III).

La eficiencia de riego (ER: porcentaje del agua aplicada consumida por los cultivos) y la calidad de los retornos de riego son los factores más importantes que condicionan la disponibilidad de agua a cotas más bajas. Las dotaciones de agua en los diferentes regadíos del Ebro son controladas por Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y están basadas en las necesidades hídricas de los cultivos corregidas por coeficientes que dependen de la probabilidad de lluvia y de

la eficiencia de riego global de cada regadío. La eficiencia de riego global en los grandes polígonos de riego del Ebro ha sido estimada en el 60%, pero todavía no se han hecho estudios de detalle analizando la variabilidad afectada por los tipos de cultivos, suelos, sistemas de riego y manejo agronómico.

Los flujos de retornos procedentes de la agricultura de regadío han sido reconocidos como la mayor fuente difusa o “no puntual” de la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas (Aragüés y Tanji, 2003). La calidad del agua en la cuenca del Ebro esta predominantemente afectada por sales disueltas y nitratos procedentes de los flujos de retorno del riego. La tendencia ascendente de la salinidad observada en muchos ríos de la cuenca del Ebro (Quílez, 1998) y de las concentraciones de nitrato medidas en las redes de calidad de agua subterránea de CHE demuestran el incremento en la contaminación medioambiental inducida por los retornos de riego.

Las máximas concentraciones salinas han sido detectadas en retornos de riego de suelos afectados por sales, alcanzando valores diez veces superiores a la concentración salina máxima permitida en aguas destinadas al consumo humano (2,5 dS/m; EU, 1998). La salinidad de los retornos de riego de áreas no salinas es mucho más baja (generalmente, $CE < 1,5$ dS/m), pero aún así, todavía son entre dos y cinco veces superiores a la salinidad de las aguas de riego.

Concentraciones de nitrato del orden de 250 mg/l (cinco veces superiores al límite sanitario de 50 mg/l; EU, 1998) son detectadas frecuentemente en acuíferos superficiales localizados en áreas de agricultura intensiva. Las aguas superficiales de zonas regables están más diluidas y raramente alcanzan 50 mg/l, pero su concentración en nitrato todavía puede ser un orden de magnitud mayor al presente en aguas no contaminadas.

El seguimiento de la calidad de agua en sistemas hídricos receptores de retornos de riego ha detectado que la concentración de sales y nitrato se incrementa según la dirección del flujo y en periodos con ausencia de riego

(invierno). Además, las máximas concentraciones de nitrato han sido relacionadas con las aplicaciones de fertilizantes nitrogenados, particularmente en maíz (junio-julio) (Isidoro, 1999; Causapé et al., 2004a).

Durante los últimos años, Confederación Hidrográfica del Ebro esta llevando a cabo estudios basados en la caracterización de la calidad del agua en la Cuenca del Ebro (CHE, 1998; CHE, 2001a, CHE, 2001b; CHE, 2002) persiguiendo el objetivo de la Directiva Marco del Agua (EU, 2000) de obtener un buen estado ecológico de las masas de agua. Sin embargo, el impacto de los retornos de riego sobre la calidad natural de las aguas todavía no ha sido evaluado en detalle.

Así pues, los objetivos específicos de este capítulo persiguen (1) sintetizar, analizar y relacionar la información disponible de eficiencia de riego y el volumen y calidad (sales y nitrato) de los retornos de riego en diferentes áreas de la cuenca del Ebro, y (2) establecer propuestas para el control de la contaminación agraria procedente del regadío de la cuenca del Ebro.

2.2. Metodología

Se revisaron un total de 103 estudios llevados a cabo en zonas regables de la cuenca del Ebro durante los últimos 25 años. Los trabajos revisados analizan áreas regables desde distintas perspectivas, escalas y metodologías dependiendo de los objetivos del estudio y de los datos disponibles. La mayoría de los estudios son cualitativos e insuficientemente documentados.

Únicamente 22 trabajos con datos cuantitativos aplicables a los objetivos de este estudio fueron seleccionados. Para cada uno de estos estudios fue recolectada la siguiente información (Tabla 2.1): nombre del área regable, localización geográfica, superficie estudiada, escala de trabajo, referencia bibliográfica, sistema de riego, adecuación del tipo de suelo al sistema de riego, y eficiencia de riego.

El sistema de riego (SR) fue cuantificado por el porcentaje del área con riego presurizado. La adecuación del tipo de suelo al sistema de riego (TS) fue clasificada de 1 (inadecuado) a 5 (adecuado) en base a las características físicas de los suelos como la profundidad, textura, capacidad de retención de agua útil para las plantas, capacidad de infiltración y nivelación. Todos los suelos regados a presión fueron clasificados como adecuados (clase 5) dado que la eficiencia de riego depende más del manejo (dosis e intervalos de riego) que de la propia naturaleza del suelo.

Aunque la definición de eficiencia de riego varió entre los distintos estudios revisados, fue básicamente designada como el porcentaje de agua evapotranspirada por los cultivos respecto al volumen de riego aplicado. Así, la eficiencia de riego depende de las características climáticas de la zona, el manejo del riego y la capacidad de retención de agua en los suelos disponible para las plantas (CRAD).

Las 22 zonas fueron clasificadas en base al SR, TS y ER mediante un análisis estadístico multivariante Cluster (Hair et al., 1999). El análisis se llevo a cabo estandarizando las variables, tomando como medida de similitud la distancia euclídea al cuadrado, y utilizando el método Ward como procedimiento para la obtención de conglomerados jerárquicos.

Finalmente, siete estudios con consistente y adecuada información sobre el volumen y calidad (sales y nitratos) de los retornos de riego fueron seleccionados. Además de la información ofrecida en la Tabla 2.1, también se recopiló el grado de salinidad del suelo de cada zona, el volumen de drenaje anual (año hidrológico), el total de sólidos disueltos y la concentración de nitrato en los retornos de riego, y la masa de sales y nitrato exportados en el drenaje por año y hectárea regada (Tabla 2.2). Los resultados obtenidos de los estudios revisados son representativos de las áreas regables de la cuenca del Ebro aunque hayan sido obtenidos a través de proyectos de investigación realizados en zonas de especial interés.

Tabla 2.1. Características de las 22 zonas de estudio seleccionadas con datos sobre eficiencia de riego: Nombre la zona regable, localización geográfica (zonas I, II, y III de la Fig. 2.1), superficie regable, escala del estudio, autores y año del estudio, sistema de riego (SR: porcentaje de superficie regable con sistemas de riego presurizados), adecuación del suelo al riego (TS: 1= inadecuado; 5= adecuado), eficiencia de riego (ER, %), y áreas regables agrupadas por el análisis Cluster en base a los valores de SR, TS y ER. Se presenta la ER media y el coeficiente de variación (CV, %) de cada grupo.

Área regable	Zona (Fig. 1)	Area (ha)	Escala	Autores (año)	SR %	TS (1-5)	ER (%)	Grupo
Alto Aragón (A)	II	120.000	Polígono	Nadal y Lacas (1998)	0	2	65	
Arbeca (Canal de Urgell)	III	430	Parcela	Cots et al. (1993)	0	1	30	
CR-V (A) (Bardenas I)	I	15.500	Parcela	Lecina et al. (2001)	0	2	53	
D-XIX-6 (Bardenas I)	I	94	Cuenca	Causapé et al. (2004b)	0	2	56	
D-XXV-3 (Bardenas I)	I	149	Cuenca	Causapé et al. (2004b)	39	3	62	
D-XXVII (Bardenas I)	I	409	Cuenca	Basso (1994)	0	2	65	Grupo 1 ER = 53% CV = 21%
D-XXX-3 (Bardenas I)	I	217	Cuenca	Causapé et al. (2004b)	0	1	45	
D-XIV (Monegros I)	II	3.863	Cuenca	Isidoro et al. (2004)	0	1	47	
Linyola (A) (Urgell)	III	----	Parcela	Canela et al. (1991)	0	2	66	
Rufas (A) (Monegros I)	II	445	Parcela	Lecina et al. (2000a,b)	0	1	47	
Tarazona (A)	I	4.000	Parcela	Zapata (2002)	0	1	50	
Bayunga (Caparroso)	I	1.152	Parcela	Zapata y Ederra (2002)	0	3	75	
CR-V (B) (Bardenas I)	I	15.500	Parcela	Lecina et al. (2001)	0	4	80	
La Melusa (Canal Aragón y Cataluña)	II	0,55	Parcela	Maté et al. (1997)	0	4	80	
La Torrasa (Canal Aragón y Cataluña)	II	330	Parcela	Maté et al. (1994)	0	4	70	Grupo 2 ER = 79% CV = 8%
Linyola (B) (Urgell)	III	----	Parcela	Canela et al. (1991)	0	4	90	
Rufas (B) (Monegros I)	II	445	Parcela	Lecina et al. (2000a,b)	0	4	78	
Tarazona (B)	I	4.000	Parcela	Zapata (2002)	0	4	85	
Torrerribera (Urgell)	III	107	Cuenca	Barragán et al. (2001)	0	3	77	
Alto Aragón (B)	II	120.000	Polígono	Nadal y Lacas (1998)	100	5	96	Grupo 3 ER = 94% CV = 2%
D-IX (Monegros II)	II	494	Cuenca	Cavero et al. (2003)	100	5	94	
D-XI (Monegros II)	II	470	Cuenca	Tedeschi et al. (2001)	100	5	92	

2.3. Resultados.

2.3.1. Eficiencia de Riego.

El análisis Cluster clasificó las 22 zonas en tres grupos (Tabla 2.1). El primer grupo comprende 11 áreas con sistemas de riego por inundación (excepto D-XXV-3, con el 39% del área regada por aspersión) y suelos generalmente inadecuados para este sistema de riego (suelos poco profundos con limitada capacidad de retención de agua disponible para las plantas, CRAD entre 50 y 80 mm).

La eficiencia de riego media de este grupo es baja (53%) y los cultivos de estas zonas suelen sufrir cierto estrés hídrico que reduce el rendimiento productivo (la evapotranspiración real puede llegar a ser un 30% inferior a la evapotranspiración potencial). El estrés hídrico está frecuentemente asociado a la excesiva duración de los intervalos entre riegos para la baja CRAD de los suelos (frecuentemente más de 12 días). El coeficiente de variación de la eficiencia de riego media es relativamente alto (21%) debido a que a la variabilidad de suelos se une la variabilidad en el manejo del riego.

El segundo grupo comprende ocho zonas con riego por inundación sobre suelos adecuados para ello (suelos profundos con CRAD > 120 mm). Además, la nivelación con láser es una práctica habitual en estas zonas. La eficiencia de riego media (79%) es 49% mayor que en el primer grupo, y su coeficiente de variación es menor (8%) ya que la eficiencia de riego tiene una mayor dependencia del manejo del riego frente a las características del suelo.

El tercer grupo comprende tres zonas regadas por aspersión y presenta la mayor eficiencia de riego media (94%) con la menor variabilidad (CV= 2%). Estas zonas poseen modernos, automáticos y bien gestionados sistemas de riego por aspersión.

Cabe destacar que los valores de eficiencia de riego del grupo 2 (zonas con suelos adecuados para el riego por inundación) fueron obtenidos a escala de parcela (excepto en Torrerierra), donde la reutilización del agua de drenaje procedente del riego no fue considerada. Así, la eficiencia de riego global a escala de polígono de riegos será mayor en el caso de que los agricultores reutilicen el agua de drenaje.

Además, los valores de eficiencia de riego del grupo 3 (zonas regadas por aspersión) no tienen en cuenta las pérdidas por evaporación y arrastre del agua aplicada en el riego. Salvador (2003) indica que entre el 15-20% del agua aplicada se evapora antes de infiltrarse en el suelo incluso con velocidades del viento inferiores a 3 m/s.

La conclusión es que las diferencias de eficiencia de riego entre los grupos 2 y 3 podrían ser substancialmente inferiores, particularmente, cuando la reutilización de agua en el grupo 2 y los efectos del viento en el grupo 3 son tenidos en cuenta. Así, como apunta Playán et al. (2000), un óptimo manejo del riego por inundación sobre suelos adecuados para ello puede tener eficiencias de riego comparables a la de sistemas de riego por aspersión y con costes sensiblemente inferiores. Por el contrario, los sistemas de riego presurizados son necesarios para obtener altas eficiencias de riego en suelos poco profundos con baja CRAD o en suelos susceptibles al encostramiento que son generalmente inadecuados, incluso para riegos por inundación bien gestionados.

En relación a las diferentes metodologías y conceptos utilizados en los estudios revisados para determinar la eficiencia de riego, los valores dados en la Tabla 2.1 son representativos de la cuenca del Ebro. La extrapolación de estos valores a parcelas o cuencas en base a sus suelos y sistemas de riego puede darnos una idea de la eficiencia de riego en otras áreas de la cuenca del Ebro. Sin embargo, no hay datos a mayor escala por lo que se deben afrontar trabajos que estudien la eficiencia de riego global a escala de grandes polígonos de riego.

Tabla 2.2. Características de los 7 polígonos de riego seleccionados donde se ha cuantificado los flujos de retorno de riego: Nombre del área regable, localización geográfica (zonas I, II, y III de la Fig. 2.1), superficie regada, autores y año, sistema de riego (SR: porcentaje del área regada por riego presurizado), eficiencia de riego (ER), salinidad del suelo, volumen anual de retornos del riego, sólidos disueltos totales (SDT), concentración de nitrato ($[\text{NO}_3^-]$), masa de sales y masa de nitratos exportadas en los retornos de riego.

Regadío	Zona	Área Fig. 1 ha	Autores (año)	SR %	ER %	Salinidad suelo	Retornos de riego				
							Volumen mm/año	SDT mg/l	$[\text{NO}_3^-]$ mg/l	Masa sales t/ha·año	Masa nitrato kg N- NO_3^- /ha·año
D-XIX-6	I	95	Causapé et al. (2004b,c)	0	56	Despreciable ¹	755	541	58	4	98
D-XXV-3	I	149	Causapé et al. (2004b,c)	39	62	Despreciable	495	693	21	3	23
D-XXX-3	I	216	Causapé et al. (2004b,c)	0	45	Despreciable	1113	423	77	5	195
D-XXVII	I	409	Basso (1994)	0	65	Moderada ²	635	2170	---	14	---
D-XIV	II	3.863	Isidoro (1999)	0	47	Yeso ³	989	1678	28	16	68
D-IX	II	494	Cavero et al. (2003)	100	94	Moderada	48	---	125	---	14
D-XI	II	470	Tedeschi et al. (2001)	100	92	Moderada	194	6983	112	14	49

¹ CEe media < 2 dS/m, ² 2 dS/m < CEe media < 6 dS/m, ³ CEe = 2,2 dS/m

2.3.2. Sales y nitrato en los retornos de riego.

La concentración de sales en los retornos de riego tiende a incrementarse conforme se incrementa la eficiencia de riego (Fig. 2.2) a causa de la mayor evapoconcentración del agua de riego en la zona de raíces de los cultivos.

Aunque la concentración de nitrato también se incrementa con la evapoconcentración, contenidos altos de nitrato también se presentan en zonas con baja eficiencia de riego (como en D-XXX-3; Tabla 2.2) a causa de que los agricultores aplican altas dosis de fertilizantes en compensación del gran lixiviado de nitrato de estas zonas (Causapé, 2002).

La masa anual de sales exportadas por el drenaje desde zonas yesíferas (D-XIV) y salinas (D-XXVII, D-IX, D-XI) son entre 3 y 5 veces mayores a aquellas exportadas desde zonas no salinas (D-XIX-6, D-XXV-3 y D-XXX-3; Tabla 2.2). Dejando a un lado la salinidad edáfica, la masa de sales exportada en el drenaje decrece con el incremento de la eficiencia de riego (Fig. 2.2) ya que disminuye el volumen de drenaje y en consecuencia la disolución de sales.

Entre las zonas no salinas, la masa de sales exportada también decrece porque existe un menor volumen de agua y sales introducidas con el riego. Por ejemplo, para aguas de riego típicas de los grandes regadíos de la margen izquierda del Ebro (CE del agua de riego menor a 0,4 dS/m), la masa de sales introducida con el riego es del orden de 1 t/ha·año en regadíos eficientes mientras que en zonas con bajas eficiencias de riego, la masa de sales introducida con el riego es el doble.

Las mayores masas de nitrato exportadas en los retornos del riego corresponden a regadíos con bajas eficiencias de riego y de aplicación de fertilizantes (D-XXX-3, D-XIX-6, y D-XIV), mientras que las menores masas de nitrato exportadas se dan en regadíos con alta eficiencia de riego y uso del

fertirriego (D-IX y D-XI), y en zonas como D-XXV-3 con predominio de cultivos de pastoreo con bajas necesidades de fertilización nitrogenada (Causapé, 2002).

La carga media de sales (0,76 t/ha·año) y nitrato (3 kg N-NO₃⁻/ha·año) exportadas desde el río Ebro al mar Mediterráneo fue calculada a partir del caudal y concentración registrados por CHE durante los últimos 20 años en la estación de Tortosa. Esta carga es un orden de magnitud más baja que la medida en retornos de riego (Tabla 2.2) evidenciando el impacto negativo que ejercen los retornos de riego sobre la calidad de las aguas del río Ebro.

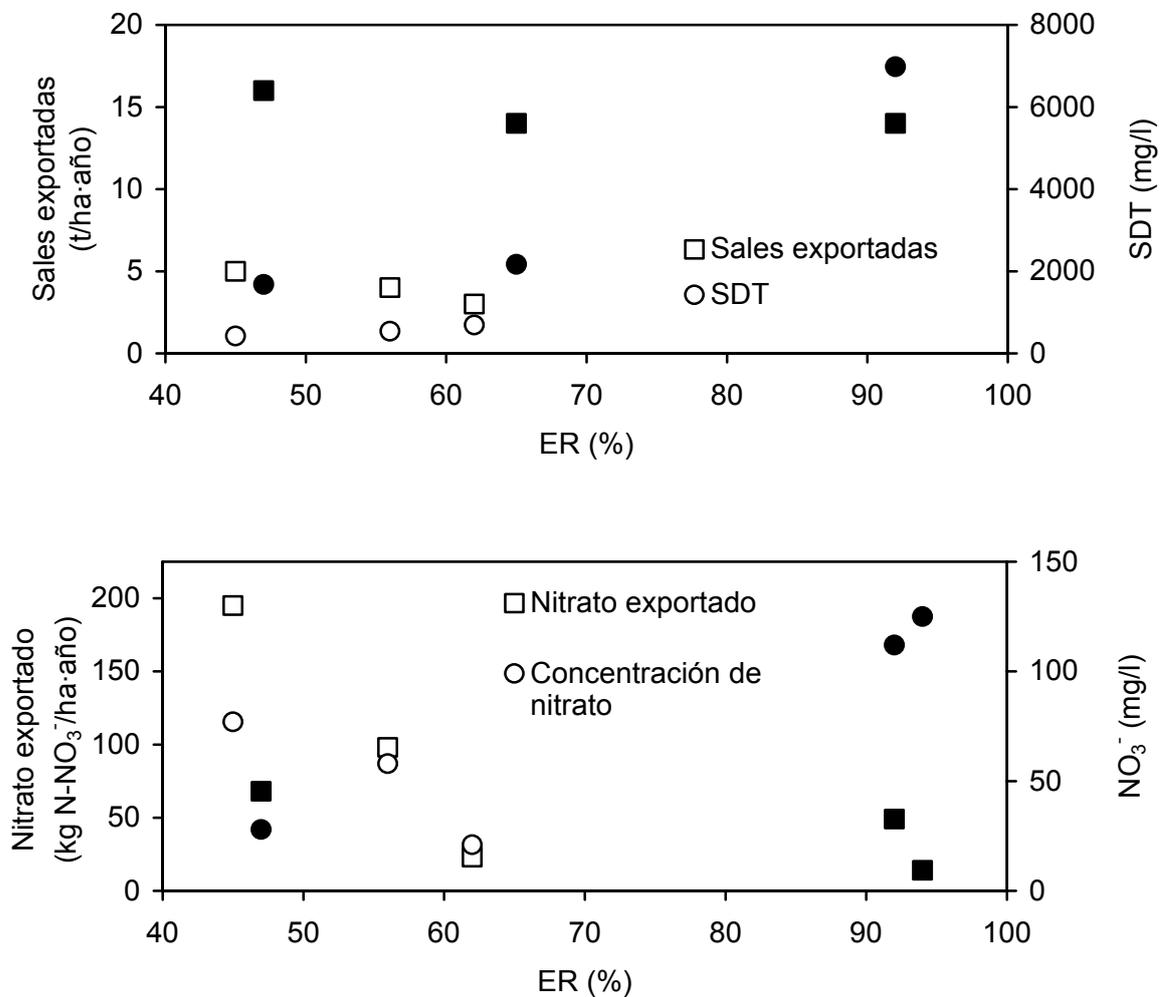


Fig. 2.2. Relación entre la eficiencia de riego y las concentraciones y masas de sales y nitratos exportadas en siete regadíos estudiados de la cuenca del Ebro. Los símbolos sólidos se corresponden a los regadíos yesíferos y salinos.

Estos resultados demuestran que el manejo del riego y fertilización nitrogenada, unido a la geología y salinidad de los suelos, son los factores clave que controlan la masa de sales y nitrato exportada por el regadío. Las diferencias entre las masas de sales y nitrato exportadas desde regadíos con similares características físicas indican la importancia de gestión agronómica (principalmente del riego y fertilización nitrogenada) para minimizar la contaminación inducida por el regadío.

2.4. Conclusiones.

La eficiencia de riego (a escala de parcela o pequeña cuenca hidrológica) de la cuenca del Ebro es baja-moderada (ER= 53%) en regadíos por inundación desarrollados sobre suelos inadecuados para ello, moderada-alta (ER= 79%) en regadíos por inundación sobre suelos adecuados, y alta (ER= 94%) en zonas con modernos, automáticos y bien gestionados riegos por aspersión.

La mayoría de los estudios revisados identifican la salinidad y concentración de nitrato en los retornos de riego como los principales problemas medioambientales, sin embargo, muy pocos cuantifican la masa de sales y nitrato exportadas en el drenaje y analizan las relaciones entre ellas y las características físicas y agronómicas de los regadíos estudiados.

El mayor impacto medioambiental se genera en zonas salinas con bajas eficiencias de riego que llegan a exportar 16 t/ha·año, y en zonas con baja eficiencia de riego y de aplicación de fertilizantes llegando a exportar 200 kg N-NO₃⁻/ha·año. Por el contrario, las menores masas de sales (3 t/ha·año) y nitrato (14 kg N-NO₃⁻/ha·año) exportadas respectivamente en zonas de baja salinidad y alta eficiencia del riego y fertilización nitrogenada demuestran las posibilidades de minimizar el impacto ambiental inducido por el riego a través de un adecuado manejo agronómico.

La salinidad de la mayoría de las aguas de riego de la cuenca del Ebro es baja ($CE < 0,4$ dS/m), así que las necesidades de lavado para la mayoría de los cultivos también son bajas. La mayoría de los regadíos podrían tener elevadas eficiencias de riego sin comprometer un alto rendimiento productivo por la salinización de la zona de raíces. Una alta calidad del riego y de la fertilización nitrogenada permitiría un control de los efectos negativos internos (salinización de suelos) y externos (emisiones de sal y nitrato) en las áreas regables de la cuenca del Ebro.

Los estudios basados en balances de agua, sales y nitrógeno en pequeñas cuencas hidrológicas de regadío han dado buenos resultados para cuantificar la contaminación inducida por distintos regadíos, identificar las distintas fuentes de contaminantes, analizar gestiones inadecuadas del regadío y proponer mejoras en las prácticas agronómicas que conduzcan hacia regadíos más eficientes y respetuosos con el medioambiente. Sin embargo, la ausencia de continuidad espacio-temporal de los proyectos de investigación y la variabilidad de conceptos y metodologías utilizadas son un serio obstáculo para trazar una adecuada planificación hidrológica de la cuenca del Ebro.

Así pues, de cara a cumplir los objetivos de la Directiva Marco del Agua hay una urgente necesidad de implementar una **Red** permanente para **Control Agroambiental de los Regadíos del Ebro (ReCoR-Ebro)**. Esta red deberá basarse en el control de los retornos de riego y el seguimiento de los regadíos que los generan poniendo a punto una metodología basada en la ejecución de balances de agua y la cuantificación de los contaminantes exportados.

Dada la extensión de la cuenca del Ebro, ReCoR-Ebro debe enfocarse a escala de grandes polígonos de riego, de tal forma que aprovechando las infraestructuras de un mínimo número de estaciones de la red foronómica de CHE, se controle la máxima superficie regada.

EVALUADOR MEDIOAMBIENTAL DE REGADÍOS

Resumen

El carácter difuso de la contaminación agraria dificulta su cuantificación y asignación a un determinado territorio. Ello provoca que la legislación vigente, basada en la concentración de contaminantes, no exija unos niveles mínimos de aprovechamiento del agua, ni máximos de contaminación inducida a partir de las masas de contaminantes exportadas en los retornos de riego.

Los objetivos de este capítulo son unificar criterios metodológicos para la evaluación agroambiental de regadíos y proponer indicadores de la contaminación por sales y nitrato inducida por el regadío. Para ello, se ha desarrollado una herramienta informática denominada Evaluador Medioambiental de Regadíos (EMR) que unifica la metodología y calcula índices de calidad del riego e impacto agroambiental.

Los Índices de Contaminación por Sales (ICS) y por nitrato (ICN) están basados en la masa unitaria de contaminantes exportada, corregida por factores representativos de las condiciones “naturales”. ICS e ICN están inversamente relacionados con el aprovechamiento del agua y del nitrógeno aportado en la fertilización, factores clave para minimizar el impacto agroambiental. Los índices propuestos son más permisivos con los regadíos más desfavorecidos, lo que no impide, que sean igualmente exigentes con la adecuada gestión de todos los regadíos.

EMR se constituye como una herramienta eficaz al servicio de la vigilancia agroambiental de regadíos. Los índices que calcula podrían ser incorporados a la legislación vigente imponiendo la consecución de valores objetivo que conduzcan hacia sistemas agrarios más eficientes y respetuosos con el medio ambiente.

3.1. Introducción.

El carácter difuso de la contaminación agraria dificulta su cuantificación y asignación a un determinado territorio, por ello, la evaluación y vigilancia agroambiental del regadío no es una tarea sencilla.

No obstante, la pérdida de agua y contaminantes en desagües agrícolas puede ser asignada a la cuenca hidrológica del desagüe correspondiente, y por tanto, asociada a sus características climáticas, geológicas y agronómicas, ofreciendo el diagnóstico agroambiental del regadío evaluado.

Para asegurar que el drenaje medido corresponde a la superficie agraria asignada, es necesario efectuar balances hídricos en los cuales las entradas de agua deben ser iguales a las salidas. Un correcto cierre del balance hídrico y la asignación de concentraciones de contaminantes a cada uno de sus componentes, permite cuantificar tanto la calidad del riego como el impacto agroambiental inducido por un regadío.

Esta metodología ha sido aplicada con éxito en diferentes regadíos de la cuenca del Ebro (España) en el marco de proyectos de investigación (Tedeschi et al. 2001; Lasanta et al, 2002, Caveró et al, 2003, Causapé et al. 2004b-c, Isidoro et al. 2006a-b).

Sin embargo, bajo una misma metodología general surgen versiones individualizadas para cada caso de estudio concreto. La escala de trabajo, presencia de flujos subterráneos, sistemas de riego implantados y disponibilidad de datos son algunos de los muchos factores que condicionan la alta variabilidad metodológica, lo que dificulta el contraste entre los resultados obtenidos en los distintos regadíos estudiados.

La legislación vigente en la Unión Europea (EU, 1991; EU, 1998; EU, 2000; EU, 2006) tan sólo hace referencia a niveles de concentración de contaminantes

en las aguas, a pesar de que se ha demostrado que la mejora en la eficiencia del riego puede provocar un incremento en la concentración del drenaje y una disminución en las masas exportadas (Causapé et al., 2006).

Sin embargo, la masa de contaminantes exportados es el parámetro que debería tenerse en cuenta a la hora de proteger los sistemas receptores de los retornos de riego. No en vano, la Agencia estadounidense para la Protección del Medioambiente está definiendo el Total Maximum Daily Load (TMDL) como el máximo de contaminantes que puede recibir cada masa de agua para no superar los estándares de calidad y comprometer su uso (www.epa.gov/).

Al margen de la vulnerabilidad que tengan los sistemas receptores de los retornos de riego, la legislación debería promover la adecuada gestión de los regadíos mediante el cumplimiento de indicadores agroambientales basados en las masas de contaminantes exportados corregidas por factores desfavorables de origen “natural”.

El elevado número de datos y la complejidad de cálculos desaniman la ejecución sistemática de este tipo de estudios. Frecuentemente, los organismos competentes en materia de aguas no disponen de las herramientas ni criterios necesarios para evaluar agroambientalmente un regadío. Todo ello impide legislar correctamente el regadío, lo que está provocando que a día de hoy no se exija unos niveles mínimos de aprovechamiento del agua, ni máximos de contaminación inducida.

Por tanto, los objetivos específicos de este capítulo son: i) unificar criterios metodológicos para la evaluación agroambiental de regadíos presentándolos en una aplicación informática de fácil manejo denominada EMR (Evaluador Medioambiental de Regadíos); ii) proponer indicadores agroambientales de la contaminación por sales y nitrato inducida por el regadío y iii) analizar el comportamiento de los índices propuestos.

3.2. Descripción de EMR

EMR está programado en JAVA (www.sun.com) y, aunque el instalador está preparado para un entorno Windows, la aplicación es multiplataforma, pudiéndose usar en Linux o en cualquier otro sistema operativo donde pueda existir una máquina virtual JAVA.

Los requisitos técnicos mínimos para ser ejecutados son: a) un Procesador Pentium IV o superior, b) Memoria RAM: 256 MB y c) Disco duro: 25 MB.

El Evaluador Medioambiental de Regadíos se distribuye mediante un archivo instalador llamado "InstalarEMR.exe" que puede descargarse gratuitamente junto al manual de usuario (Causapé y Pérez, 2007) desde la Web: <http://www.jcausape.es/investigacion/EMR.htm>

EMR ejecuta balances diarios de agua y cuantifica la masa de contaminantes exportados en el drenaje (sales, nitrato e iones mayoritarios). En base a ello, presenta agrupaciones temporales de los balances (diarias, mensuales, trimestrales, semestrales, anuales y por cualquier otro periodo seleccionado por el usuario) y calcula una serie de indicadores de la calidad del riego e impacto agroambiental del regadío.

Para facilitar su uso, los ficheros de entrada y salida del programa se proporcionan en formato Excel existiendo unas plantillas que actúan de guía a la hora de afrontar un proyecto. Una vez contruidos los ficheros de entrada de datos, el usuario simplemente debe asignarlos a su proyecto EMR e ir solicitando las salidas de datos que le interesen.

3.3. Metodología.

El primer paso para la evaluación medioambiental de un regadío es tener perfectamente delimitado el regadío a evaluar y en función de ello proporcionar los datos necesarios. El regadío a evaluar puede subdividirse en varias “zonas” (Fig. 3.1) cuya definición es ampliamente variable ya que una “zona” se puede corresponder con una comunidad de regantes, sector de riego, parcela, etc.

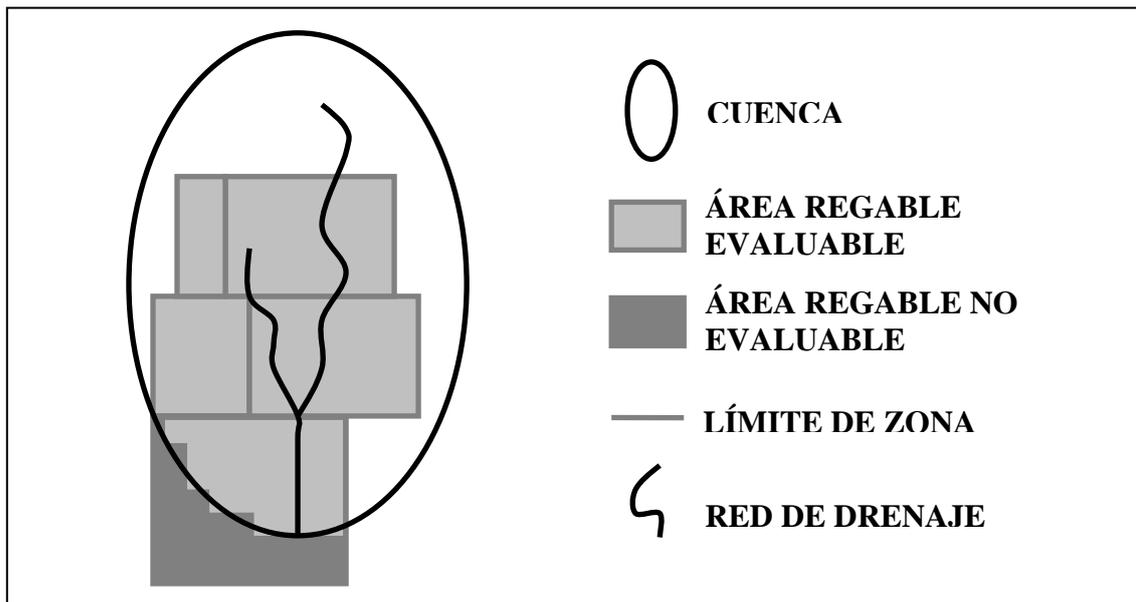


Fig. 3.1. Croquis de una hipotética cuenca en la que el área regable a evaluar se reparte en cinco “zonas”, de las cuales parte de una de ellas se localiza en el exterior de la cuenca y por tanto no es evaluable en el proyecto.

Para cada “zona”, EMR solicita información geográfica (coordenadas) y agronómica acerca de los cultivos que contiene, coeficientes de cultivo (K_c) para la estimación de la evapotranspiración potencial (ET_c), capacidad de retención de agua disponible para las plantas en los suelos (CRAD), y volúmenes de riego aplicado, tanto totales (R) como únicamente por aspersión.

Por otro lado, el programa solicita información sobre las coordenadas geográficas de las estaciones climáticas implicadas en el proyecto además de sus datos de precipitación (P), evapotranspiración de referencia (ET_0), velocidad del viento a 2 m del suelo (v) y humedad relativa a 1,5 m de la superficie del suelo (HR).

Las coordenadas geográficas de las estaciones climáticas y zonas implicadas en el proyecto son utilizadas por EMR para interpolar las variables climáticas en cada “zona” mediante la técnica de la inversa del cuadrado de la distancia (Isaaks y Srivastava, 1989), donde, el dato climático para una determina “zona” (X_z) obtenido a partir de n estaciones climáticas es igual al sumatorio de la variable climática (X_i) dividida por la distancia de cada estación climática al centro geográfico de la “zona” (d_i) al cuadrado, partido por la suma de las inversas de esas mismas distancias al cuadrado.

$$X_z = \frac{\sum_{i=0}^{i=n} X_i}{\sum_{i=0}^{i=n} \frac{1}{d_i^2}}; \text{ siendo } d_i^2 = (x_i - x_z)^2 + (y_i - y_z)^2 \quad [3.1]$$

La precipitación constituirá una entrada directa al balance mientras que la ET_0 se utilizará para estimar la evapotranspiración potencial (ET_C) como $ET_C = ET_0 \cdot K_C$ (Allen et al., 1998). La velocidad del viento a 2 metros sobre la superficie (v , m/s) y la humedad relativa a 1,5 m sobre el suelo (HR, %) serán utilizadas para estimar el porcentaje de Pérdidas por Evaporación y Arrastre del riego por aspersión (PEA, %) calculadas según la relación encontrada por Salvador (2003):

$$PEA (\%) = 20,34 + 0.214 \cdot v^2 - 2,29 \cdot 10^{-3} \cdot HR^2 \quad [3.2]$$

Con esta información, EMR es capaz de ejecutar el balance de agua en el suelo (BAS) para cada “zona” estimando diariamente el agua útil disponible para las plantas en el suelo (AU), la evapotranspiración real (ET_R) y el drenaje (D_{BAS}).

Para ello, al agua útil inicial (AU_i) le suma las entradas del día por el riego (R-PEA) y precipitación (P), y le resta la ET_C siempre y cuando haya suficiente AU en el suelo. Así pues, considera que la $ET_R = ET_C$ si $AU_i + P + R - PEA > ET_C$ y en caso contrario $ET_R = AU_i + P + R - PEA$ y el suelo queda al final del día con una humedad igual al punto de marchitez ($AU=0$).

En cambio, si $AU_i + P + R - PEA - ET_R > CRAD$, el programa interpreta que se ha sobrepasado la capacidad de campo del suelo obteniéndose un drenaje (D_{BAS}) igual a $D_{BAS} = AU_i + P + R - PEA - ET_R - CRAD$ y quedando el suelo al final del día a capacidad de campo ($AU = CRAD$). De este modo, EMR desarrolla el BAS un día tras otro hasta completar el periodo indicado por el usuario.

Adicionalmente y aprovechando la información generada en el BAS, EMR estima la Precipitación efectiva (P_{ef}) para cada día en cada "zona" considerando que si $P < CRAD + ET_R - AU$ entonces $P_{ef} = P$, y en caso contrario, $P_{ef} = CRAD + ET_R - AU$. Esta aproximación no tiene en cuenta la existencia de flujos preferenciales en el suelo ni la escorrentía superficial que se pudiera generar. No obstante, se considera una aproximación suficientemente válida teniendo en cuenta que las parcelas agrícolas se suelen encontrar abancaladas y para que se genere escorrentía superficial son necesarias lluvias muy intensas.

EMR también estima el volumen de drenaje procedente del riego (D_R) considerando en los días y "zonas" con drenaje que si $AU + P - ET_R \geq CRAD$ entonces $D_R = R - PEA$ y en caso contrario $D_R = [R - PEA] - [CRAD - (AU + P - ET_R)]$. Esta estimación interpreta que durante un día siempre se produce antes la lluvia que el riego y en consecuencia prioriza el drenaje del riego sobre el de la lluvia teniendo en cuenta que hasta cierto punto el agricultor debe tener en cuenta las lluvias para decidir sobre la aplicación del riego, aunque evidentemente la predicción del tiempo no es ni mucho menos infalible.

Una vez obtenida las entradas de agua por Riego (R) y Precipitación (P) así como una estimación de la Evapotranspiración Real (ET_R) y Pérdidas por Evaporación y Arrastre del riego por aspersion (PEA), EMR solicita información hidrológica de la cuenca en la que se incluye el regadío. Esta información se compone de los caudales superficiales y subterráneos de los Flujos Hídricos Entrantes (FHE) y Salientes de la cuenca (FHS), y del contenido de agua en el sistema a evaluar en el momento inicial y final del balance, tanto en suelos como

en acuíferos. Estos últimos datos son necesarios para calcular el almacenamiento de agua en el sistema y periodo evaluado (A).

Con todo ello, EMR ejecuta el balance hídrico del regadío estudiado por el cuál, las entradas ($E = R + P + FHE$) menos las salidas ($S = ET_R + PEA + FHS$) menos el almacenamiento (A) deberían ser nulas. EMR comprueba la bondad del balance hídrico mediante el cálculo del desbalance como $200 \cdot [(E - S - A) / (E + S + A)]$, admitiéndose como adecuados para este tipo de estudios desbalances inferiores al 10%. Asimismo, el drenaje propio del sistema calculado como $D = FHS - FHE$ debería ser similar al drenaje estimado por BAS (D_{BAS}), particularmente, en periodos suficientemente extensos cuando el posible almacenamiento de agua en el sistema adquiere una menor importancia frente al resto de componentes.

Una vez comprobado que el balance hídrico es satisfactorio, el usuario esta en condiciones de asignar concentraciones de sales y nitrato a cada uno de los componentes del balance hídrico. Para las sales, el resultado de $E - S - A$ no sólo esta asociado a los errores del balance sino también a la cantidad de sales disueltas o precipitadas en el sistema. En el caso del nitrato, $E - S - A$ englobaría también los componentes del balance de nitrógeno no tenidos en cuenta como el nitrato aportado en la fertilización, la volatilización, la extracción de nitrógeno por los cultivos... En cualquier caso, EMR no pretende cerrar los balances de sales y nitrato sino cuantificar los contaminantes asociados al drenaje como la diferencia entre los contaminantes exportados e importados a través de los flujos hídricos.

Cabe destacar, que EMR esta diseñado para adaptarse lo máximo posible a la disponibilidad de datos y a las distintas escalas de trabajo. Así por ejemplo, si en un determinado regadío no se disponen datos a nivel de parcela pueden definirse zonas a nivel de comunidad de regantes y si por ejemplo no se dispone de datos de riego diarios pueden introducirse datos mensuales. Todo ello contribuye a una pérdida de precisión en los resultados pero permite la evaluación de cualquier sistema de regadío del que se disponga una mínima información.

3.4. Resultados.

3.4.1. Evaluación de la calidad del riego.

A partir de la información generada en el balance de agua en el suelo, EMR presenta como resultados cinco índices que evalúan la calidad del riego para cada “zona” y para el total del sistema en cualquier periodo de tiempo definido por el usuario.

i) Las Necesidades Hídricas netas (NHn, mm) se calculan como la diferencia entre la Evapotranspiración Potencial (ET_C) más el Agua Útil contenida en el suelo al final del balance (AU_f) y la Precipitación efectiva (P_{ef}) más el Agua Útil contenida en el suelo al inicio (AU_i). Las NHn estiman el volumen de agua de riego necesario para que los cultivos no sufran estrés hídrico y el suelo quede en las mismas condiciones de humedad que al inicio del balance.

$$NHn = (ET_C + AU_f) - (AU_i + P_{ef}) \quad [3.3]$$

ii) La Eficiencia en el Uso Consuntivo del Agua (EUCA, %) se calcula como la Evapotranspiración Real (ET_R) más el Agua Útil almacenada en el suelo al final del periodo (AU_f) entre la suma de recursos hídricos disponibles, es decir, el Agua Útil inicial contenida en el suelo (AU_i), la Precipitación efectiva (P_{ef}), y el Riego (R). Este índice hace referencia al grado de aprovechamiento del agua por los cultivos y en gran parte está condicionado por el manejo del riego.

$$EUCA = \frac{ET_R + AU_f}{AU_i + P_{ef} + R} \cdot 100 \quad [3.4]$$

iii) El Déficit Hídrico (DH, %) es calculado como la diferencia entre la Evapotranspiración Potencial (ET_C) y la Evapotranspiración Real (ET_R) dividido por la Evapotranspiración Potencial (ET_C). Este índice evalúa en que grado el

riego como complemento al AU_i y a la P_{ef} , ha sido incapaz de satisfacer las necesidades hídricas de los cultivos.

$$DH = \frac{ET_C - ET_R}{ET_C} \cdot 100 \quad [3.5]$$

iv) La Fracción de Drenaje del riego (FD_R , %) se calcula como el porcentaje del Drenaje procedente del riego (D_R) respecto al volumen de Riego aplicado (R). Este índice está condicionado por la dosis de riego en relación a la humedad del suelo en el momento de aplicar el riego.

$$FD_R = \frac{D_R}{R} \cdot 100 \quad [3.6]$$

v) La Eficiencia de Riego (ER , %) se calcula como uno menos la relación entre el volumen de agua de riego no evapotranspirada que sale del sistema (Drenaje del riego- D_R más Pérdidas por Evaporación y Arrastre del riego por Aspersión- PEA) y el volumen de riego Aplicado (R). Una teórica ER del 100% indicaría que todo el volumen de riego aplicado ha sido aprovechado para satisfacer las necesidades hídricas de los cultivos o acumulado en la reserva de agua en el suelo para su uso posterior.

$$ER = \left[1 - \left(\frac{D_R + PEA}{R} \right) \right] \cdot 100 \quad [3.7]$$

Esta serie de índices permite evaluar la calidad del riego en cada una de las “zonas” y para el conjunto del regadío evaluado en un periodo de tiempo. Así pues, una alta calidad del riego vendrá determinada cuando la $EUCA$ y ER se aproximen al 100% y cuando el DH y la FD_R sean nulos. Si bien, hay que tener en cuenta que en determinadas circunstancias es necesario aplicar el riego en exceso para favorecer el lavado de sales con la consiguiente generación de D_R y pérdida de $EUCA$ y ER . Del mismo modo, puede ponerse en práctica técnicas de riego deficitario controlado que provocaría un DH intencionado.

3.4.2. Índices de evaluación agroambiental.

Por último, EMR presenta los resultados de tres índices capaces de cuantificar el aprovechamiento del agua y la contaminación por sales y nitratos (principales problemas agroambientales) a nivel de todo el sistema evaluado. El Índice de Aprovechamiento del Agua (IAA) se calcula como uno menos el drenaje propio del sistema (D) más las Pérdidas por Evaporación y Arrastre (PEA) entre la Precipitación (P) más el Riego (R).

Un IAA alto implica un elevado aprovechamiento de los recursos hídricos (precipitación y riego) mientras que por el contrario, IAA bajos indicarían bajas eficiencias de riego y/o escasa regulación hídrica que en definitiva también conduce a un desaprovechamiento del agua dentro del sistema evaluado.

El impacto agroambiental se cuantifica en base a los Índices de Contaminación por Sales (ICS) y por nitrato (ICN). Ambos índices corrigen las masas unitarias de contaminantes exportados (masas exportadas por unidad de superficie) por factores hasta cierto punto de influencia “natural” como son la geología y las posibilidades agronómicas de un determinado regadío. Así, el ICS se estimó como las sales unitarias exportadas (D_S) entre la CE media del drenaje en periodo de no riego (CE_{NR}), parámetro representativo de la salinidad de los materiales geológicos de un determinado regadío.

Por otro lado, el ICN se calculó como el nitrato unitario exportado en el drenaje (D_N) entre las necesidades de fertilización nitrogenada del sistema (NF). EMR calcula anualmente las NF a partir las producciones de la “zona” y las extracciones de nitrógeno en las cosechas (Orús y Sin, 2006), salvo para las leguminosas que por su capacidad de fijar simbióticamente el nitrógeno se consideran nulas. Las NF pretenden ser representativas de la agricultura que un determinado regadío se ve obligado a desarrollar por sus condiciones climáticas y socioeconómicas.

$$IAA = \left[1 - \frac{D + PEA}{R + P} \right] \cdot 100 \quad [3.8]; \quad ICS = \frac{D_S}{CE_{NR}} \quad [3.9]; \quad ICN = \frac{D_N}{NF} \quad [3.10]$$

El cálculo de estos índices a partir de datos anuales registrados en estudios de diferentes regadíos del Ebro (Tedeschi et al. 2001; Lasanta et al, 2002, Cavero et al, 2003, Causapé et al. 2004b-c, Isidoro et al. 2006a-b) detectó la relación existente entre el IAA y los ICS e ICN (Fig. 3.2) demostrando que el uso apropiado del agua fue el factor clave para minimizar el ICS e ICN.

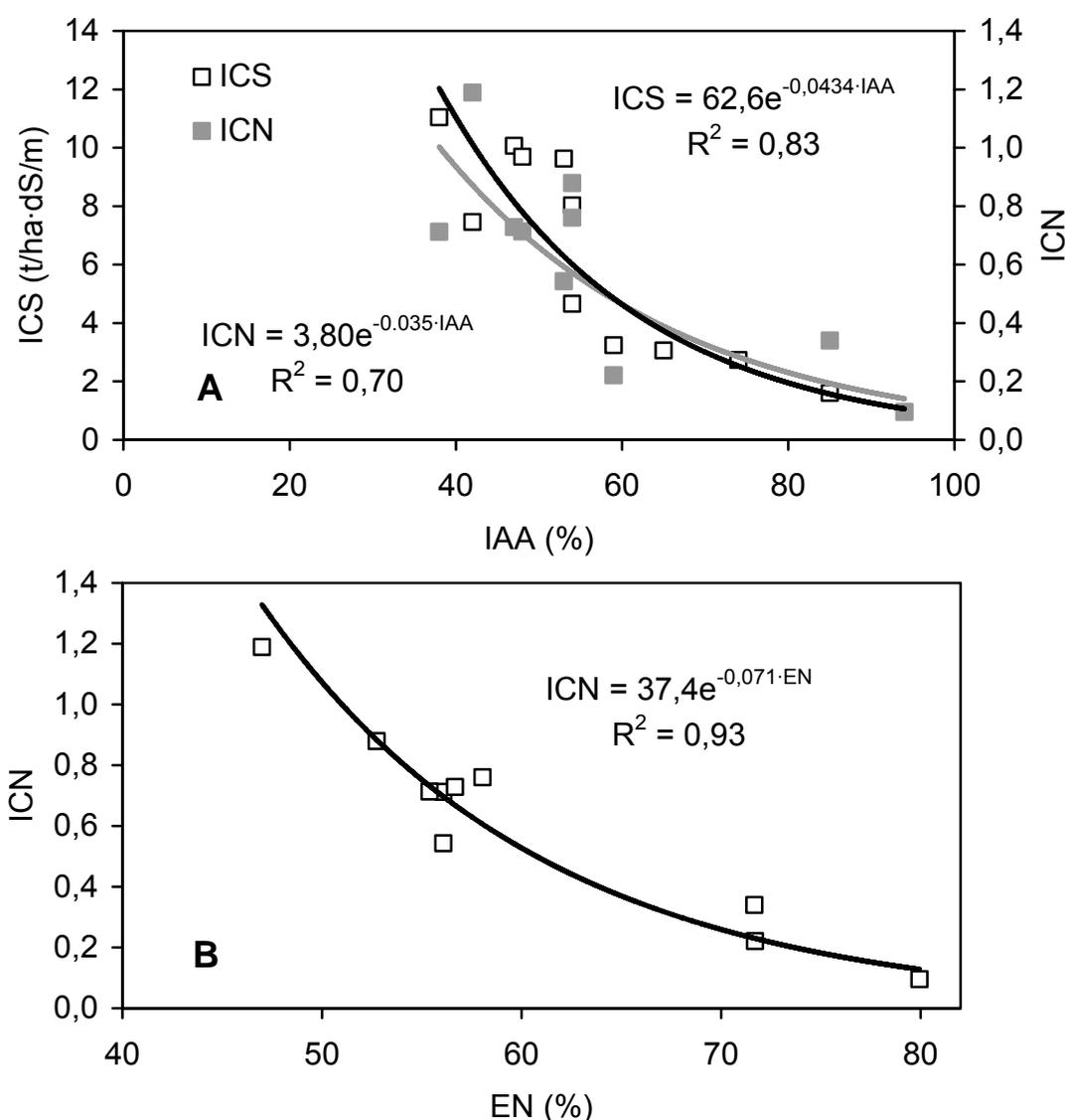


Fig. 3.2. A- Relaciones entre el Índice de Aprovechamiento del Agua (IAA) y los Índices de Contaminación Salina (ICS) y por Nitratos (ICN). B- Relación entre la Eficiencia de aplicación de Nitrógeno (EN) y el Índice de Contaminación por Nitrato (ICN).

No obstante, la relación entre el IAA y el ICS ($R^2= 0,83$) fue sensiblemente mejor que la relación entre el IAA e ICN ($R^2= 0,70$) poniendo de manifiesto que en el caso del nitrato no sólo fue necesario un uso apropiado del agua sino que también fue necesario un manejo adecuado de la fertilización nitrogenada. Prueba de ello, fue la buena relación existente entre la eficiencia de aplicación del nitrógeno ($EN=$ Necesidades de Fertilización entre el Nitrógeno Aplicado) y el ICN ($R^2= 0,93$).

En base a las relaciones encontradas, si se marcase un valor objetivo para los regadíos de $ICS < 2 \text{ t/ha}\cdot\text{año/dS/m}$ e $ICN < 0,2$ estaríamos asegurando un aprovechamiento del agua y del nitrógeno aplicado en la fertilización superior al 80%.

La tabla 3.2 presenta una síntesis de los resultados medios anuales de estudios de regadíos de la cuenca del Ebro (Tedeschi et al. 2001; Lasanta et al, 2002, Cavero et al, 2003, Causapé et al. 2004b-c, Isidoro et al. 2006a-b) agrupados en tres grandes áreas regables (Bardenas I, Monegros I, Monegros II). Destaca como los modernos y bien gestionados regadíos de Monegros II ($IAA= 90\%$) con abundantes sales en el subsuelo ($CE_{NR}= 8,4 \text{ ds/m}$) exportando un 71% más de sales que los regadíos de Bardenas I presentaron un ICS un 67% inferior. Así, el ICS permite una mayor masa de sales exportada a los regadíos que por sus condiciones naturales son más salinos.

Tabla 3.2. Índice de Aprovechamiento de Agua (IAA), Conductividad Eléctrica del drenaje en época de no riego (CE_{NR}), Masa anual de sales exportada en el drenaje (D_S), Índice de Contaminación por Sales (ICS), Necesidades de Fertilización (NF), Masa anual de nitrato exportada en el drenaje (D_N) e Índice de Contaminación por Nitratos (ICN) para regadíos estudiados en Bardenas I, Monegros I y Monegros II (Tedeschi et al. 2001; Lasanta et al, 2002, Cavero et al, 2003, Causapé et al. 2004b-c, Isidoro et al. 2006a-b).

	IAA %	CE_{NR} dS/m	D_S t/ha·año	ICS t/ha·año/dS/m	NF Kg N/ha·año	D_N Kg N-NO ₃ ⁻ /ha·año	ICN
Bardenas I	52	0,85	4	4,8	146	108	0,74
Monegros I	48	1,78	20	11,4	155	111	0,71
Monegros II	90	8,40	14	1,6	145	31	0,22

En el caso de los regadíos estudiados en Bardenas I donde las sales exportadas proceden casi exclusivamente del agua de riego, mejorando sensiblemente la eficiencia del riego (IAA del 52 al 90%) se podría prácticamente duplicar la CE_{NR} (de 0,85 a 1,7 dS/m) disminuyendo a la mitad la masa de sales exportada (de 4 a 2 t/ha·año) y con ello minimizar el ICS (de 4,8 a 1,2 t/ha·año/dS/m) hasta valores del mismo orden al obtenido en los modernos regadíos bien gestionados pero con muchas sales en el subsuelo como Monegros II.

Para el ICN, NF juega un papel similar al de la CE_{NR} en el ICS como demuestra el hecho de que los regadíos de Bardenas presentaron un ICN superior (0,74) al de los de Monegros I (0,71) a pesar de exportar una menor masa de nitrato en el drenaje (108 frente a 111 Kg N-NO₃⁻/ha·año). Sin embargo, ante la casi igualdad de NF en los tres regadíos (Tabla 3.2), el ICN de Monegros II fue un 70% inferior al de Bardenas y Monegros I donde las soluciones a sus problemas agroambientales pasan por un manejo más adecuado del riego y de la fertilización nitrogenada que minimice la masa de nitrato exportada.

El cálculo de estos índices en base a masas de contaminantes exportadas por unidad de superficie permite establecer comparaciones entre regadíos de diferente tamaño. No obstante, la escala de trabajo puede influir en los resultados obtenidos ya que a mayor tamaño se multiplican las posibilidades de reutilización del agua dentro del sistema evaluado con el consiguiente incremento del IAA y disminución de ICS e ICN.

En definitiva, estos índices son más permisivos con aquellos regadíos desfavorecidos, es decir, geológicamente más salinos y en los que se desarrollen cultivos con mayores necesidades de fertilización y por tanto con mayores riesgos “naturales” para el lavado de sales y nitrato. No obstante, para todos los regadíos exigen una buena gestión que se puede conseguir a través del adecuado manejo agronómico a nivel de parcela y/o a través de la adecuada gestión a nivel de distrito de riego.

3.5. Conclusiones.

EMR constituye una herramienta de fácil manejo para la evaluación agroambiental de regadíos avalada por los resultados obtenidos en proyectos de investigación basados en la misma metodología. La unificación metodológica incorporada en EMR para la evaluación agroambiental de regadíos permitirá contrastar la calidad del riego e impacto agroambiental en una amplia variedad de regadíos. Su posibilidad de uso a distintas escalas y con una disponibilidad mínima de datos, facilitará su uso sistemático por técnicos encargados de la gestión del agua.

Los indicadores agroambientales propuestos para la contaminación por sales (ICS) y nitrato (ICN) están inversamente relacionados con el aprovechamiento del agua y del nitrógeno aportado en la fertilización que se constituyen como los factores clave para minimizar el impacto ambiental del regadío. De tal forma, que si un regadío presenta índices de contaminación por sales y nitrato inferiores a 2 t/ha·año/dS/m y 0,2 respectivamente, sería indicativo de que aprovecha más del 80% del agua y del nitrógeno aportado en la fertilización.

El hecho de que ICS e ICN estén basados en la masa unitaria de contaminantes exportada corregida por factores representativos de sus condiciones “naturales” provoca que estos índices sean más permisivos con los regadíos más desfavorecidos, lo que no impide, que exijan una adecuada gestión de todos los regadíos.

En definitiva, el Evaluador Medioambiental de Regadíos (EMR) se presenta como una herramienta eficaz al servicio de la vigilancia agroambiental de regadíos. Los índices que calcula podrían ser incorporados a la legislación vigente imponiendo la consecución de valores objetivo que conduzcan hacia sistemas agrarios más eficientes y respetuosos con el medio ambiente.

APROVECHAMIENTO DEL AGUA EN LOS REGADÍOS DE BARDENAS

Resumen

La vigilancia agro-ambiental de una cuenca como la del Ebro que posee cerca de 800.000 ha regadas, requiere abordar estudios de subcuencas hidrológicas de regadío a escala de grandes polígonos, de forma que con un número manejable de subcuencas se controle la mayor parte del área regada. En este capítulo se pretende evaluar, como experiencia piloto, el uso del agua en las 59.200 ha de Bardenas que se incluyen dentro de la subcuenca del Arba.

La metodología se basó en el desarrollo de balances hídricos (2004-2007) y el análisis de los índices de calidad del riego propuestos en la aplicación informática EMR (Evaluador Medioambiental de Regadíos).

Del estudio resultó que un elevado porcentaje del agua disponible fue destinada a la evapotranspiración de los cultivos (94%), si bien, el manejo del riego no fue el adecuado ocasionando un déficit hídrico del 8%. La eficiencia de riego media fue del 90% y a nivel de comunidades de regantes las menores eficiencias estuvieron relacionadas con excesivas pérdidas en el drenaje del riego por inundación (fracciones de drenaje del riego máximas del 28%) y elevadas pérdidas por evaporación y arrastre de la aspersión (15% del riego aplicado).

El índice de aprovechamiento de agua fue alto (84%) alcanzando un máximo del 95% en épocas de sequía. Así pues, el margen de mejora del aprovechamiento de agua es escaso, pudiendo incrementarse y reducir el estrés hídrico de los cultivos mediante: i) mejora de la eficiencia en parcela del riego por inundación, ii) mayor regulación de esorrentías de lluvia y retornos de riego que maximice su reutilización y iii) adecuación del riego por aspersión a horas de menor temperatura y viento que minimicen las pérdidas por evaporación y arrastre.

4.1. Introducción

La cuenca del Ebro ha sido objeto de numerosos estudios con la intención de conocer el grado de aprovechamiento del agua en sus distintos regadíos (Canela et al., 1991; Cots et al., 1993; Basso, 1994; Maté et al., 1994; Maté et al., 1997; Nadal y Lacas, 1998; Lecina et al., 2000a, Lecina et al., 2000b; Barragán et al., 2001; Tedeschi et al., 2001; Zapata 2002; Zapata y Ederra, 2002; Cavero et al., 2003; Isidoro et al., 2004, Causapé et al., 2004a, Lecina et al., 2005).

Una síntesis de sus resultados (Causapé et al. 2006) muestra que el valor medio de eficiencia de riego para zonas regadas por inundación sobre suelos inadecuados para ello (alta capacidad de infiltración y baja capacidad de retención de agua) es de tan sólo el 53%. Este valor se incrementa hasta el 79% si la zona regada por inundación presenta suelos adecuados para ello y hasta del 94% si se ha regado por aspersión. No obstante, se ha de señalar que estos estudios se han realizado a escala de parcela o de pequeña cuenca hidrológica (entre 100 y 3.000 ha) lo que no permite cuantificar los efectos que posibles reutilizaciones del agua puedan tener sobre la eficiencia global de los grandes sistemas de riego de la cuenca del Ebro.

Entre los trabajos realizados destacan aquellos basados en el seguimiento de cuencas hidrológicas de regadío donde la pérdida de agua y contaminantes en desagües agrícolas es asignada a la cuenca hidrológica del desagüe correspondiente, y por tanto, asociada a sus características climáticas, geológicas y agronómicas ofreciendo el diagnóstico agro-ambiental del regadío estudiado.

Este tipo de estudios, a parte de obtener resultados del aprovechamiento del agua de riego, también aportan información de la carga de contaminantes exportada por el regadío en relación a sus características climáticas, geológicas y agronómicas. Pero, intentar comparar los resultados obtenidos en unos regadíos frente a otros conlleva un gran riesgo, ya que la metodología y criterios seguidos han sido diferentes.

Por otro lado, las cuencas hidrológicas de regadío estudiadas hasta el momento son de pequeña extensión (entre 100 y 3000 ha), lo que ha permitido estudios de detalle pero imposibilitado el seguimiento de grandes territorios. La vigilancia agro-ambiental de una cuenca como la del Ebro que posee cerca de 800.000 ha regadas, requiere abordar estudios de subcuencas hidrológicas de regadío a escala de grandes polígonos de riego (\approx 50.000 ha), de forma que con un número manejable de subcuencas se controle la mayor parte del área regada.

El objetivo de este capítulo es estudiar el impacto agroambiental de un gran polígono de riego de la cuenca del Ebro, a través del seguimiento de la cuenca hidrológica que lo contiene. Para ello, en esta parte del estudio se pretende analizar el aprovechamiento del agua y evaluar la calidad del riego en las 59.200 ha regadas del polígono de Bardenas que se incluyen dentro la cuenca del Arba y que constituye la experiencia piloto para el establecimiento de la Red de Control agroambiental de los Regadíos del Ebro (ReCoR-Ebro).

4.2. Descripción del área de estudio.

La zona de estudio se localiza en la margen izquierda del valle medio del Ebro, concretamente se corresponde con el área regable del polígono de Bardenas incluida en la cuenca del río Arba (Fig. 4.1). La zona presenta glaciares y aluviales cuaternarios, unidades acuíferas superficiales que se asientan sobre materiales terciarios impermeables, considerados como la principal fuente natural de las sales disueltas en el drenaje de la cuenca (Causapé et al., 2004d).

El sistema de Bardenas fue puesto en riego a mitad del siglo XX abasteciéndose del embalse de Yesa a través del Canal de Bardenas, el cuál, suministra agua a más de 80.000 ha localizadas principalmente en la mitad sur de la cuenca del Arba. Los recursos hídricos del sistema de riegos de Bardenas también son aprovechados para el abastecimiento de poblaciones, principalmente Ejea de los Caballeros (16.000 habitantes), y para generar electricidad a través de minicentrales localizadas en las acequias principales.

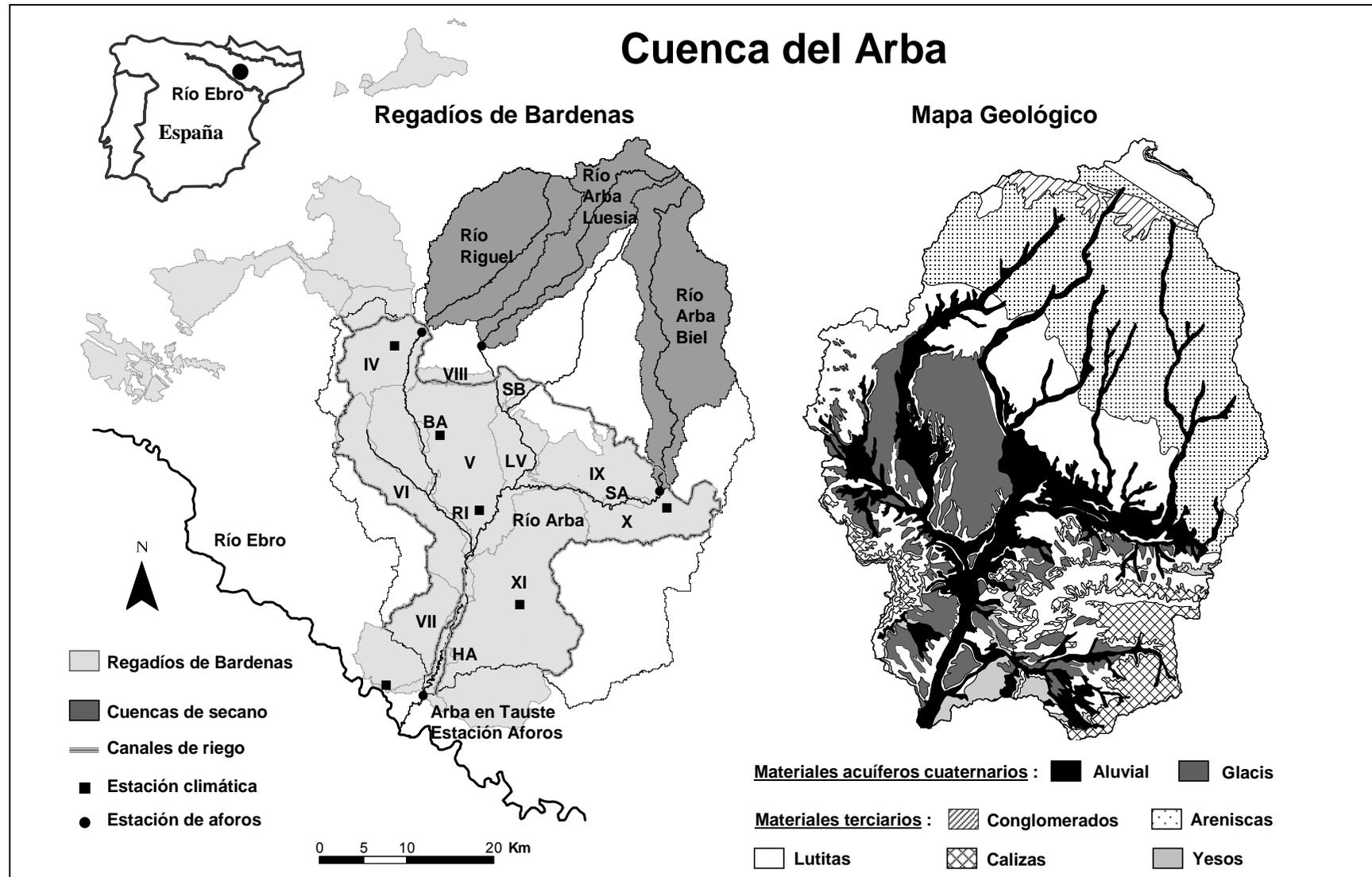


Fig. 4.1. Regadíos de Bardenas incluidos en la cuenca del Arba y mapa geológico.

El sistema se drena a través del río Arba, en el que desembocan sus afluentes Riguel, Arba de Luesia y Arba de Biel que se adentran en el regadío a partir de su intersección con el Canal de Bardenas (Fig. 4.1). La superficie en riego de la cuenca del Arba (27% de la cuenca) es gestionada por 14 de las 20 Comunidades de Regantes (CCRR) que componen el Sistema de Bardenas (CCRR: IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, XI, El Bayo-BA, Huertas Altas de Tauste-HA, Las Vegas de Ejea-LV, Riguel-RI, San Bartolomé-SB, y Santía-SA). El 95% de la superficie gestionada por estas 14 CCRR (59.200 ha) drena al río Arba mientras que el restante 5% drena al río Aragón o directamente al Ebro.

Entre las CCRR implicadas en el estudio cabe diferenciar las creadas con la puesta en marcha del embalse de Yesa y el Canal de Bardenas (CR_{IV-XI}), de aquellas tradicionales (BA, HA, LV, RI, SB y SA) que se siguen abasteciendo desde azudes en los ríos pero que se integraron en el sistema de Bardenas pues en gran parte sus recursos hídricos son dependientes de los retornos de riego de las otras comunidades. Actualmente, se siguen transformando nuevos regadíos proyectados hace décadas lo que provocó un incremento del 0,4% de la superficie regable en la cuenca del Arba durante el último año.

Según datos climáticos de la red de Servicio Integral de Asesoramiento al Regante (SIAR, <http://oficinaregante.aragon.es>), la precipitación media anual de los cuatro años hidrológicos que abarca el estudio (2004-2007) fue de 430 mm con una elevada variabilidad interanual (CV= 35%), de tal forma, que el periodo de estudio comprendió un año hidrológico lluvioso (2004: 605 mm), un año seco (2005: 241 mm) y otros dos años (2006: 473 mm y 2007: 401 mm) mucho más cercanos a la media histórica de la zona (468 mm).

Si analizamos meses de distintos años la variabilidad fue todavía mayor, observándose que existen meses como el de septiembre con un coeficiente de variación del 98%. A pesar de ello, las lluvias tienen un marcado carácter estacional con máximos en primavera-otoño y mínimos en invierno-verano (Fig. 4.2). Especialmente, la precipitación registrada en el norte fue un 20% superior al sur.

La evapotranspiración de referencia (ET_0) media anual de la zona durante los cuatro años de estudio fue de 1.254 mm (CV= 7%) registrándose valores máximos en verano y mínimos en invierno (Fig. 4.2). La menor ET_0 (1.147 mm) se registró el año más lluvioso (2004) mientras que la mayor (1.336 mm) se registró el año más seco (2005) agravando la problemática generada por la sequía. Especialmente, el sur del sistema presentó una ET_0 un 10% superior al norte.

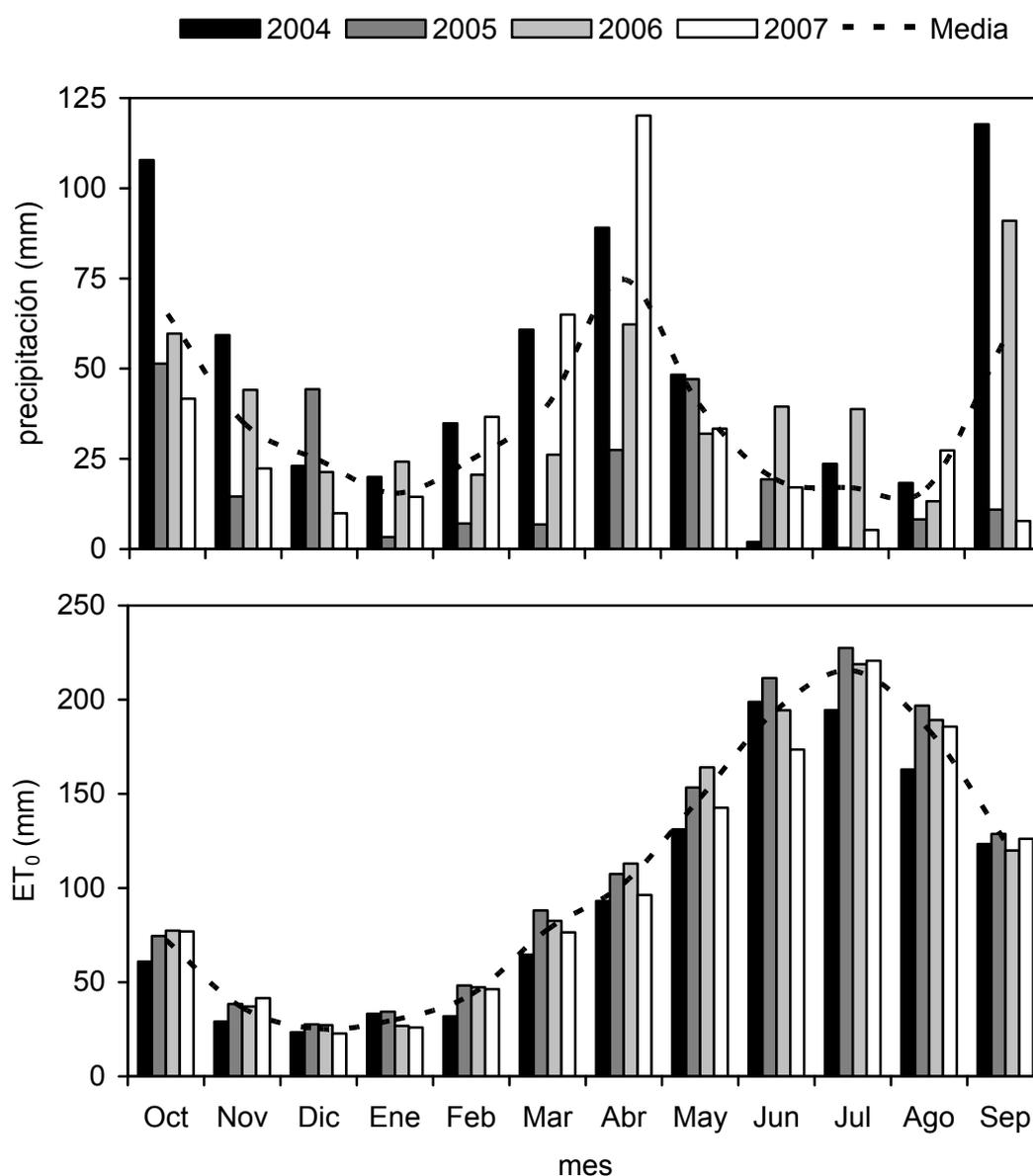


Fig. 4.2. Precipitación y evapotranspiración de referencia (ET_0) mensual de la zona regable incluida en la cuenca del Arba durante los cuatro años de estudio (2004-2007) y media de todo el periodo de estudio.

El sistema de riego mayoritariamente implantado fue el riego por inundación (85% de la superficie evaluada), seguido de la aspersion (14%) y por último del goteo (1%). Los cultivos más extendidos fueron el cereal de invierno (31%), alfalfa (26%), maíz (13%), arroz (8%), y la hierba (7%) junto a cultivos minoritarios como el girasol (2%), guisante (1%), tomate (1%) y otros cultivos menos significativos en cuanto a su extensión (4%). Durante los últimos cuatro años una media del 8% del área de regadío se dejó como barbecho (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Distribución de cultivos en el área regable de Bardenas incluida en la cuenca del Arba durante los cuatro años de estudio (2004-2007) y su media.

Cultivo	2004	2005	2006	2007	Media
	-----%-----				
Cereal invierno	21	33	34	37	31
Alfalfa	29	27	24	22	26
Maíz	19	10	10	12	13
Arroz	11	8	7	7	8
Hierba	6	8	8	8	7
Girasol	3	2	2	1	2
Guisante	3	1	1	1	1
Tomate	1	0	1	0	1
Otros cultivos	3	3	4	4	4
Barbecho	5	8	10	9	8

La distribución de cultivos en las cuatro campañas estudiadas varió afectada por la disponibilidad de agua de riego y por las nuevas condiciones de la Política Agraria Comunitaria (PAC).

Así pues, la sequía ocasionó que la campaña de 2005 se caracterizase por tener restringidas dotaciones de riego, mientras que las campañas de 2006 y 2007 se caracterizaron por ser las primeras en las cuales se aplicaron subvenciones desacopladas de la PAC, de tal forma, que los agricultores ante la falta de agua de riego e “igualdad” de subvención percibida hayan preferido cultivos con menores necesidades de riego y costes de producción.

Todo ello ha provocado que la superficie de cereal de invierno prácticamente se haya duplicado en los últimos cuatro años a costa principalmente de la alfalfa, maíz y arroz (Tabla 4.1).

Cabe destacar que aunque el descenso de la alfalfa y el maíz desde 2004 fue similar (un 7% de la superficie total), el descenso en ambos cultivos se produjo de forma distinta. Mientras la alfalfa (cultivo plurianual) disminuyó de forma continuada, la superficie de maíz se redujo a la mitad en tan sólo el año 2005 como consecuencia de la sequía, lo que también justificó el descenso de la superficie de arroz y el incremento en la superficie de barbecho.

Si analizamos la distribución de cultivos por CCRR se identifican algunas diferencias (Tabla 4.2). Las CCRR situadas al norte (IV, VIII y SB) presentaron mayores proporciones de cereal de invierno (hasta el 59% en CR_{VIII}) y menores de maíz (hasta el 3% en CR_{VIII}). Este hecho está influenciado por sus condiciones climáticas ya que la menor temperatura de las CCRR del norte del sistema impide el correcto desarrollo del cultivo de maíz.

La alfalfa es un cultivo que se distribuye homogéneamente en casi todas CCRR (Tabla 4.2), si bien, pequeñas CCRR gestionadas exclusivamente por agricultores dedicados a los forrajes deshidratados pueden presentar elevadas proporciones de este cultivo (CR_{SA}: 58%; CR_{BA}: 57%)

Otro factor a tener en cuenta en la distribución espacial de cultivos son las características edáficas. Así pues, CCRR con un alto porcentaje de suelos salinos (VI y RI; Basso, 1994) presentaron los mayores porcentajes de arroz (CR_{VI}: 30%; CR_{RI}: 25%) ante la imposibilidad de sembrar otros cultivos en este tipo de suelos.

Por último, destacar la proliferación de cultivos alternativos a los tradicionales en la CR_{XI} (Otros cultivos: 9%) que tiene mayoritariamente implantado sistemas de riego a presión (81% de su superficie). Este hecho indica las mayores posibilidades de los modernos sistemas de riego y la necesidad de amortizar la inversión en el sistema de riego presurizado con cultivos más rentables.

Tabla 4.2. Superficie media porcentual de cultivos y sistemas de riego (SR) en el área regable incluida en la cuenca del Arba por Comunidades de Regantes (IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, XI, El Bayo-BA, Huertas Altas de Tauste-HA, Las Vegas de Ejea-LV, Riguel-RI, San Bartolomé-SB, y Santía-SA) durante los años 2004, 2005, 2006 y 2007.

	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	BA	HA	LV	RI	SB	SA	
CULTIVOS ----- %	Cereal invierno	49	27	18	38	59	31	39	29	10	34	27	8	59	12
	Alfalfa	20	26	20	38	9	26	31	23	57	30	25	34	14	58
	Maíz	4	18	6	11	3	10	12	19	4	13	13	14	12	9
	Arroz	5	4	30	0	0	12	2	2	0	10	12	25	0	0
	Hierba	5	10	14	5	0	3	4	2	22	5	10	8	1	12
	Girasol	2	3	1	0	8	1	3	1	0	1	0	4	3	0
	Guisante	2	1	1	0	8	2	1	2	5	0	0	0	1	0
	Tomate	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	2	0	0
	Otros cultivos	2	4	3	2	3	1	1	9	0	4	3	2	3	4
	Barbecho	10	6	7	4	11	13	8	11	2	2	8	3	7	6
SR ----- %	Inundación	95	94	100	95	100	100	66	19	100	99	100	100	96	97
	Aspersión	5	5	0	5	0	0	34	75	0	1	0	0	4	3
	Goteo	0	1	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0
Total (ha)	6171	15500	6322	3416	1334	4288	4600	8194	384	1390	5600	802	771	428	

4.3. Metodología.

La metodología general del estudio se basa en la ejecución de balances de agua en el área regable incluida en la cuenca del Arba. El desarrollo de los balances de agua como el análisis de la información que se extrae de ellos se efectuó con la ayuda de la aplicación informática EMR (Evaluador Medioambiental de Regadío), cuya metodología se haya ampliamente descrita en el capítulo III de esta memoria.

La escala de trabajo y disponibilidad de datos aconsejó que el territorio gestionado por las 14 CCRR incluidas en la cuenca del Arba constituyesen las 14 “zonas” del proyecto EMR para las cuales se introdujo y extrajo información territorial. Así pues, la realización de los balances hídricos requirió la medición o estimación de las principales entradas y salidas de agua en el sistema (área regable incluida en la cuenca del Arba) entre el momento inicial (1 de octubre de 2003) y final (30 de septiembre de 2007) del balance.

Como entradas se consideraron la precipitación (P), el riego (R), el agua destinada a generar electricidad y posteriormente vertida al Arba sin uso para riego (EL), el abastecimiento a pequeñas poblaciones (AP), el vertido desde la depuradora de Ejea (DP), las entradas a través de los ríos Riguel (RI; 19.561 ha), Arba de Luesia (AL; 14.448 ha) y Arba de Biel (AB; 26.210 ha) y por último, la estimación del drenaje del resto de áreas de secano de la cuenca (RS; 98.258 ha).

Como salidas se consideraron la evapotranspiración (ET), las pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión (PEA), el drenaje a través del Arba en Tauste (AT), las salidas por dos acequias laterales que puentean la estación del Arba en Tauste (AC) y el flujo subterráneo a través del aluvial del Arba (SB). El almacenamiento de agua en el sistema no fue considerado con lo que el balance de agua desarrollado quedó definido por la siguiente ecuación:

$$(P+R+EL+AP+DP+RI+AL+AB+RS) - (ET+PEA+AT+AC+SB) = \text{Error balance}; \mathbf{[4.1]}$$

P, al igual que el resto de variables climáticas necesarias en este estudio (ET_0 para la estimación de la ET; velocidad del viento a 2 metros sobre la superficie y la humedad relativa a 1,5 m sobre el suelo para la estimación de PEA), fueron obtenidas diariamente de las seis estaciones agroclimáticas de la red SIAR (Servicio Integral de Asesoramiento al Regante; <http://oficinaregante.aragon.es>) con presencia en la zona de estudio (Sádaba, Ejea de los Caballeros, Luna, Santa Engracia, El Bayo y Tauste; Fig. 4.1).

R, EL y AP fueron facilitados mensualmente por Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). Igualmente, el Servicio de Hidrología de CHE facilitó los caudales medios diarios de las estaciones de aforo de RI, AL y AB a su entrada en la zona regable. RS fue estimado a partir de los datos de precipitación y un coeficiente de escorrentía de 0,087 obtenido en una pequeña cuenca hidrológica cercana a Ejea antes de su transformación en riego (Abrahão et al., 2008). Y finalmente, DP fue facilitado mensualmente por el Instituto Aragonés del Agua (Gobierno de Aragón).

AT también fue facilitado diariamente por el Servicio de Hidrología de CHE mientras que SB fue estimado aplicando la ley de Darcy a partir de la información hidrogeológica recogida en ITGE (1985) que cuantifica la permeabilidad del aluvial del Arba en 100 m/día, el gradiente hidráulico en 0.0033 m/m y el espesor saturado en 10 m que multiplicado por los 1500 m de longitud transversal que tiene el acuífero hacen una sección saturada de 15.000 m². AC se estimó a partir de un caudal medio de 200 l/s (Guardería de Riegos de la Comunidad Huertas Altas de Tauste, comunicación personal).

La Evapotranspiración Real (ET_R) fue calculada diariamente y para cada CR mediante el Balance diario de Agua en el Suelo (BAS) que efectúa EMR. Para ello fue necesario aportar la superficie de cultivos en cada CR obtenida de las declaraciones que los agricultores hacen para recibir las ayudas de la PAC (Fuente: Gobierno de Aragón).

El periodo vegetativo y los valores medios mensuales de Kc de cada cultivo fueron obtenidos de Martínez-Cob (2004) para las comarcas agrarias de Ejea (CCRR: V, VI, VIII, IX, X, XI, BA, HA, LV, RI, SB, SA), Sádaba (CR: IV) y Tauste (CR: VII). Para los periodos y superficies sin cultivo se asignó un coeficiente del suelo desnudo siguiendo la metodología propuesta por Allen et al., (1998) para el cálculo del Kc inicial, que depende del tipo de suelo, régimen de precipitaciones y la ET₀ obtenidos de valores medios de las comarcas de Ejea, Sádaba y Tauste (Martínez-Cob, 2004). Para los cultivos minoritarios catalogados como “Otros cultivos” se asignó un valor constante de Kc= 1.

El valor de Capacidad de Retención de Agua Disponible en el suelo (CRAD) considerado para todo el sistema fue de 100 mm que se corresponde con un valor representativo de los suelos del valle medio del Ebro (Martínez-Cob, 2004). El desarrollo del BAS en cada CR partió de un volumen inicial de agua útil para las plantas en el suelo (AU) que por desconocerse se consideró la mitad de la CRAD.

Una vez comprobada la bondad del balance, se analizó la evolución espacio-temporal de los Índices propuestos en EMR (Capítulo III) para evaluar la calidad del riego por CCRR y el aprovechamiento del agua en el conjunto del sistema. No obstante, los índices de calidad del riego de aquellas CCRR tradicionales no pudieron ser calculados por no estar controlado el volumen de agua para el riego que derivan los azudes en los ríos.

Necesidades Hídricas netas:

$$NH_n = (ET_c + AU_f) - (AU_i + P_{ef}) \quad [3.3]$$

Índices de Calidad del Riego:

$$EUCA = \frac{ET_R + AU_f}{AU_i + P_{ef} + R} \cdot 100 \quad [3.4]$$

$$DH = \frac{ET_c - ET_R}{ET_c} \cdot 100 \quad [3.5]$$

$$FD_R = \frac{D_R}{R} \cdot 100 \quad [3.6]$$

$$ER = \left[1 - \left(\frac{D_R + PEA}{R} \right) \right] \cdot 100 \quad [3.7]$$

Índice de Aprovechamiento de Agua:

$$IAA = \left[1 - \frac{D + PEA}{R + P} \right] \cdot 100 \quad [3.8]$$

4.4. Resultados.

4.4.1. Balance Hídrico.

R y P constituyeron el 80% de las entradas de agua al sistema evaluado. Entre ellos, P fue el componente principal de 2004, mientras que en los tres años siguientes lo fue R. Los volúmenes de agua introducidos con el riego estuvieron indirectamente relacionados con las lluvias, de tal forma, que los años más lluviosos embalsaron más agua en Yesa, repercutiendo en el agua disponible y utilizada para el riego (Tabla 4.3).

Los flujos hídricos entrantes desde el área exterior al regadío evaluado (RI, AL, AB y RS) constituyeron un 11% de las entradas, repartidas entre ellos según la extensión que drena cada componente y la distribución de precipitaciones.

EL constituyó el 6% de las entradas que se concentraron en las primaveras de 2004 y 2007, cuando el embalse de Yesa se llenó y nuevas lluvias y/o el deshielo permitieron el desembalse de agua para generar electricidad a través de la red de acequias sin que hubiera necesidades de riego. Finalmente, AP y DP tan sólo supusieron el 3% de las entradas mostrando la escasa entidad de estos componentes frente al resto de entradas de agua al sistema.

En cuanto a las salidas, el 98% se debieron a ET y AT. Entre ellas, ET constituyó el 67% de las salidas por el 31% de AT. Anualmente, ET varió entre los 766 mm de 2005 y los 844 mm de 2006 condicionados principalmente por la climatología y distribución de cultivos.

De AT destacó que 2005 y 2006 presentaron prácticamente la mitad de caudal que 2004 y 2007, años más lluviosos en los que incluso se vertió agua de Yesa directamente al Arba sin ser utilizada para riego (Tabla 4.3). Las salidas por PEA, AC y SB fueron mucho menos importantes (1% de las salidas).

Tabla 4.3. Entradas (R-Riego, P-Precipitación, RI-Riguel, AL-Arba de Luesia, AB-Arba de Biel, RS-Resto Secano, EL-agua destinada a generar electricidad y posteriormente vertida al Arba sin uso para riego, AP-Abastecimiento a pequeñas poblaciones, y DP-Depuradora de Ejea), Salidas (ET-Evapotranspiración, AT-Arba en Tauste, PEA-Pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión, AC-Acequias laterales que puentean la estación del Arba en Tauste, SB-flujo subterráneo a través del aluvial del Arba) y error del balance de agua desarrollado en el área regable incluida en la cuenca del Arba para los cuatro años de estudio (2004-2007) y acumulados anualmente.

BALANCE		Anual				Acumulado			
AÑO		2004	2005	2006	2007	2004	04-05	04-06	04-07
E-ENTRADAS -----mm/año-----	R	531	497	614	520	531	514	547	541
	P	605	241	473	401	605	423	439	430
	RI	25	6	7	31	25	15	12	17
	AL	48	3	9	31	48	26	20	23
	AB	67	11	18	36	67	39	32	33
	RS	87	35	68	58	87	61	64	62
	EL	160	0	0	127	160	80	53	72
	AP	33	41	27	6	33	37	34	27
DP	5	4	4	4	5	4	4	4	
S-SALIDAS --mm/año--	ET	805	766	844	826	805	785	805	810
	AT	547	247	241	459	547	397	345	373
	PEA	9	10	14	12	9	9	11	11
	AC	11	11	11	11	11	11	11	11
	SB	3	3	3	3	3	3	3	3
Error Balance ¹ (%)		13	-21	9	-8	13	0	3	0

$$^1 \text{ Error balance (\%)} = 200 \cdot [(E-S)/(E+S)]$$

La capacidad de regulación del sistema, principalmente en sus acuíferos, provocó un error excesivo en los balances anuales (entre -21 y 13%). Así pues, las elevadas lluvias de septiembre de 2004 y de 2006 no fueron completamente drenadas en su mismo año hidrológico lo que generó desbalances positivos (13% y 9%), en cambio, los años siguientes (2005 y 2007) presentaron desbalances negativos (-21% y -8%). La bondad del balance realizado queda patente cuando los resultados se expresan acumulados anualmente, de tal forma que conforme pasa el tiempo, el componente asociado al almacenamiento de agua en el sistema tiene un menor peso sobre el conjunto del balance. Desde la segunda anualidad, las entradas acumuladas casi coinciden con las salidas y al final de los años 2005, 2006 y 2007 los desbalances fueron prácticamente nulos (Tabla 4.3).

4.4.2. Balance de agua en el suelo.

El balance de agua en el suelo (BAS) desarrollado con EMR, hace un reparto del agua de lluvia y riego entre la evapotranspiración real, el drenaje y almacenamiento de agua en el suelo.

El hecho de realizar el BAS a nivel de CR podría sobreestimar la ET_R e infraestimar el D_{BAS} debido a que el drenaje en un determinado punto de una CR puede ser interpretado para satisfacer las necesidades hídricas de otro punto de la misma CR que en ese momento este en situación de estrés hídrico. En cierto modo, esta situación es la que ocurre en los regadíos de Bardenas ya que ante la escasez de agua de las últimas décadas, la reutilización del agua de drenaje para el riego es una práctica muy desarrollada.

El drenaje del suelo, a diferencia del estimado a partir de la salida de la cuenca hidrológica, no está influenciado por la capacidad reguladora del sistema, principalmente en sus acuíferos. Ello provocó que anualmente D_{BAS} no coincidiera con D ocasionando elevadas diferencias entre ambos parámetros (Tabla 4.4). No obstante, si se compara los drenajes anualmente acumulados resulta que las diferencias entre D y D_{BAS} disminuyen con el tiempo, y al final de los cuatro años de estudio D_{BAS} tan sólo es 4 mm/año inferior a D (3%), mostrando la bondad tanto del balance de agua en el suelo como del conjunto del sistema.

Tabla 4.4. Drenaje propio del sistema (D), drenaje estimado por el Balance de Agua en el Suelo (D_{BAS}) y error entre drenaje medido y estimado por BAS en el área regable incluida en la cuenca del Arba para los cuatro años de estudio (2004-2007) y acumulados anualmente.

	Anual				Acumulado			
	2004	2005	2006	2007	2004	04-05	04-06	04-07
D (mm/año) ¹	135	160	122	180	135	148	139	149
D_{BAS} (mm/año)	290	40	136	114	290	165	155	145
Error Drenajes ² (%)	73	-119	11	-45	73	11	11	-3

¹ $D = (AT+AC+SB) - (RI+AL+AB+RS+EL+AP+DP)$

² $Error\ Drenajes\ (\%) = 200 \cdot [(D_{BAS}-D) / (D_{BAS}+D)]$

El volumen mensual de entradas de agua al suelo se ajustó al de salidas con pequeñas diferencias ocasionadas por el incremento de agua en el suelo (Fig. 4.3). Tanto las entradas como las salidas se adaptaron al ciclo vegetativo de los cultivos de verano y por tanto al incremento de la evapotranspiración y de las necesidades de riego con máximos en verano y mínimos en invierno.

El porcentaje de precipitación efectiva durante todo el estudio fue del 76%, (similar al teórico 75% considerado en muchos trabajos de este tipo), si bien, a lo largo de los cuatro años de estudio osciló entre el 62% de 2004 y el 87% de 2005.

Destacaron cinco eventos de lluvia cuantitativamente importantes, tres de ellos en el año hidrológico 2004 (oct-03, abr-04, sep-04), uno en 2006 (sep) y otro en 2007 (abr). La intensidad de estos cinco eventos provocó que entre ellos generasen tres cuartas partes de la precipitación no efectiva de todo el periodo de estudio (Fig. 4.3).

El efecto de las lluvias y del riego quedó reflejado en D_{BAS} . Así pues, los mayores volúmenes de D_{BAS} coincidieron con los cinco eventos de lluvia más importantes y con los periodos de riego (Fig. 4.3), a excepción del periodo de riego de 2004 cuando las escasas precipitaciones fueron consideradas efectivas y la disminución del riego generó un D_{BAS} prácticamente nulo. Realmente lo que ocurrió es que el menor D_{BAS} generado en este periodo fue reutilizado para el riego manifestándose en la ausencia de agua en el río Arba tras su último azud.

Las intensas precipitaciones y volumen de riego aplicado en 2004 provocó que su D_{BAS} (290 mm) fuese más de siete veces superior al de 2005 (40 mm) y más del doble de 2006 (136 mm) y 2007 (114 mm). Según los criterios de EMR, el 29% del D_{BAS} fue generado por el riego, oscilando entre el 22% (2004 y 2005), y el 42% (2006). Así pues, el riego juega un papel cuantitativamente importante en el volumen de drenaje generado en el sistema, máxime si tenemos en cuenta, que en el drenaje atribuido a las lluvias también interviene indirectamente en el del riego por el aumento previo de la humedad del suelo.

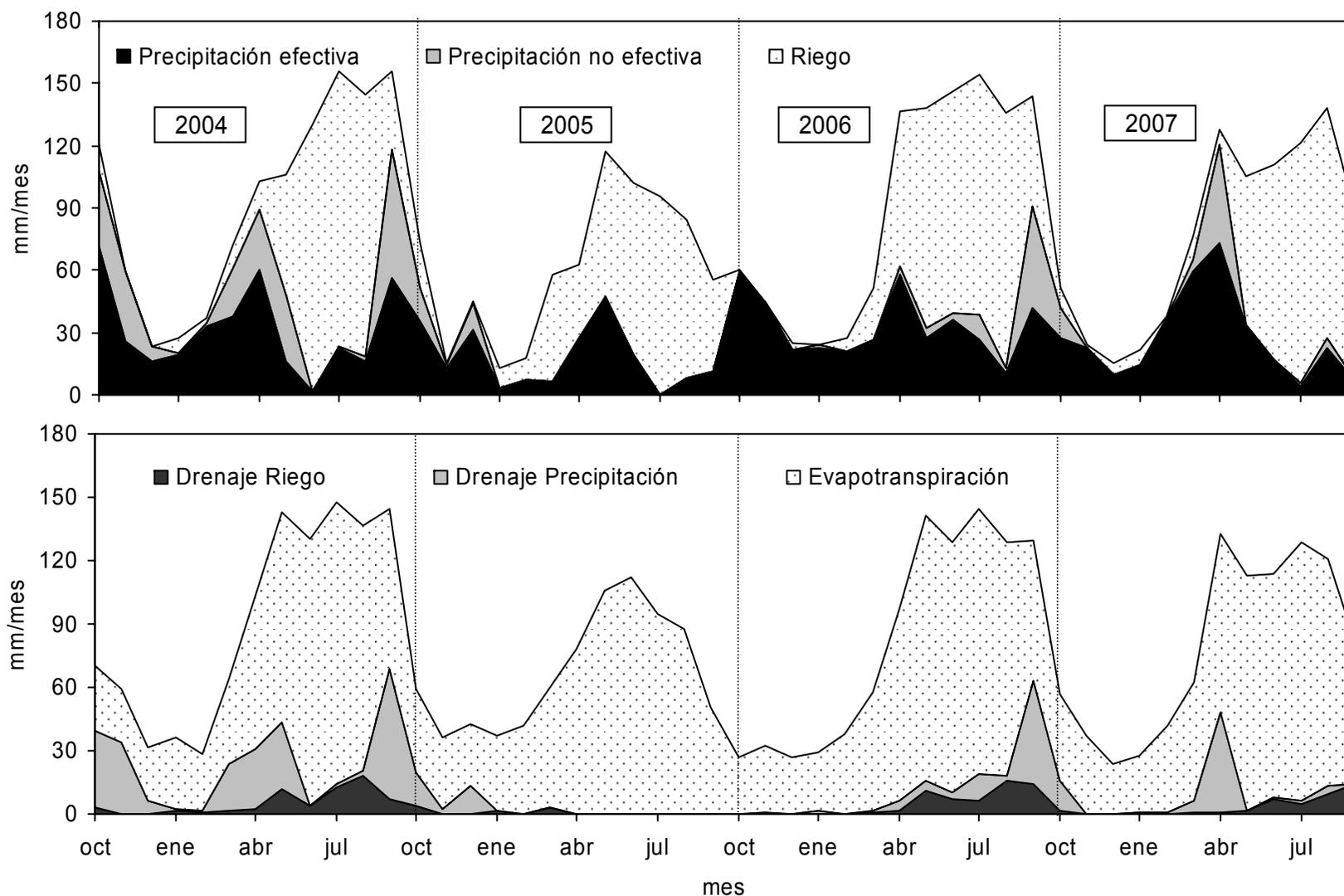


Fig. 4.3. Evolución mensual de las entradas (riego, precipitación efectiva y no efectiva) y salidas (evapotranspiración y drenaje de la precipitación y riego) obtenida del balance de agua en el suelo durante los cuatro años de estudio (2004-2007).

4.4.3. Calidad del riego.

La NHn media del sistema evaluado fue de 332 Hm³/año lo que corresponde a un 74% del volumen del embalse de Yesa para un porcentaje similar de área regada de Bardenas evaluada en este estudio.

Existen diferencias territoriales asociadas a los cultivos implantados (Tabla 4.5), que en mayor o menor grado están condicionadas por las características climáticas, geológicas y agronómicas. Así pues, las máximas NHn correspondieron a CR_{VI} (730 mm/año) donde sus suelos salinos favorecieron el cultivo mayoritario del arroz (30% de la superficie) como casi la única alternativa de cultivo. En cambio, las CCRR del norte (VIII, SB y IV), con clima más fresco y predominio del cereal de invierno (59, 59 y 49% de superficie respectivamente), presentaron las menores NHn (382, 386, y 427 mm/año respectivamente).

Temporalmente, el caluroso y seco año 2005 presentó las mayores NHn (657 mm), mientras que las menores se presentaron en el lluvioso y fresco año 2004 (487 mm) seguido muy de cerca de 2007 (495 mm) donde se hizo notar el paulatino cambio a cultivos de menores necesidades hídricas (principalmente alfalfa y maíz por cereal de invierno).

El conjunto del sistema presentó una EUCA del 94% indicando que un elevado porcentaje del agua disponible ($AU_i + P_{ef} + R$) fue destinado para la evapotranspiración de los cultivos. No en vano, cinco de las ocho CCRR evaluadas (IV, V, VI, IX, X) presentaron EUCA por encima del 90% y ninguna presentó una EUCA inferior al 70%.

A pesar de ello, el manejo del riego no fue el adecuado ya que el sistema presentó un 8% de DH indicando que no todas las necesidades hídricas de los cultivos fueron satisfechas. Sorprendentemente, el mayor DH se presentó en la CR_{XI} (DH = 12%) que es la CR con mayor porcentaje de riego presurizado (75% de su superficie).

Este elevado DH pudo estar justificado por la reducida dotación de riego que recibe esta CR que obliga a los agricultores a salvar sus cosechas de maíz (19% de la superficie) con producciones de 14 t/ha, a costa de la pérdida de varios cortes de alfalfa (23% de superficie). Esto es debido a que parte del reparto de agua entre CCRR se hizo en función de consumos históricos, lo que perjudicó a las CCRR ahorradoras de agua o que incrementaron su superficie en riego. El DH del resto de CCRR fue inferior presentando valores entre el 0 y el 7% (Tabla 4.5).

Anualmente, destacó como el DH de 2005 (19%), año con mayor ET_0 (1336 mm), ET_C (944 mm) y menor ET_R (766 mm) fue sensiblemente superior al DH del resto de los años (entre 3 y 6%) a causa de la sequía.

Tabla 4.5. Necesidades Hídricas netas (NHn), Eficiencia en el Uso Consuntivo de Agua (EUCA), Déficit Hídrico (DH), Fracción de Drenaje del Riego (FD_R) y Eficiencia de Riego (ER) para las CCRR, y para el conjunto del sistema evaluado en los cuatro años de estudio y para periodo completo (2004-2007).

CCRR	NHn	EUCA	DH	FD_R	ER
	mm/año	-----%-----			
IV	427	97	2	4	95
V	646	93	4	9	90
VI	730	95	5	7	93
VII	615	78	0	28	71
VIII	382	91	5	16	84
IX	485	99	3	2	98
X	444	97	7	2	94
XI	523	92	12	2	86
BA	656	---	---	---	---
HA	488	---	---	---	---
LV	524	---	---	---	---
RI	574	---	---	---	---
SB	386	---	---	---	---
SA	587	---	---	---	---

Periodo	NHn	EUCA	DH	FD_R	ER
	mm/año	-----%-----			
2004	487	93	3	12	86
2005	657	98	19	2	96
2006	601	93	6	9	88
2007	495	95	3	8	90
Total	560	94	8	8	90

Tan sólo el 8% del agua aplicada con el riego salió del sistema a través del drenaje. Las menores FD_R (2%) se presentaron en las CCRR transformadas mayoritariamente en riego presurizado (CR_X y CR_{XI}). En cambio, la mayor FD_R (28%) se presentó en la CR_{VII} que registró la menor EUCA (71%). Anualmente, destacó la menor FD_R del seco año 2005 (2%) frente a la del resto de los años que osciló entre el 12% de 2004 y el 8% de 2007.

La ER global del sistema de Bardenas durante todo el periodo de estudio fue del 90%. Cinco de las ocho CCRR que pudieron ser evaluadas presentaron ER por encima del 90%. Las menores ER de la CR_{VII} (71%) y CR_{VIII} (84%) estuvieron relacionadas con excesivas pérdidas en el drenaje del riego (FD_R de 28 y 16% respectivamente), mientras que la menor ER de la CR_{XI} (86%) estuvo relacionada con las PEA, cuantificadas en un 15% del riego aplicado por aspersión, que por otro lado, es un valor habitual de los regadíos del Ebro (Playán et al., 2005).

Estacionalmente, tanto la ER como el DH se incrementaron de primavera a verano para de nuevo descender en otoño (Fig. 4.4). Este hecho ya fue observado en pequeñas cuencas de Bardenas por Causapé et al. (2004b) quienes lo justificaron en la excesiva duración de los turnos de riego por inundación que provocó el agotamiento en verano del agua útil en el suelo generando estrés hídrico y un mayor aprovechamiento del agua aplicada en cada riego.

Al efecto de mayor aprovechamiento del agua regando sobre suelo “seco” se une el efecto de un incremento en la reutilización de agua de drenaje en verano, conforme aumentan las necesidades hídricas de los cultivos y la red de acequias no tiene suficiente capacidad de abastecimiento.

Anualmente, la sequía de 2005 condicionó una mayor ER (96%) mientras que la tendencia de los dos últimos años, climáticamente “más normales”, fue positiva incrementándose la ER (2006: 88% y 2007: 90%) y disminuyendo el DH (2006: 6%; y 2007: 3%).

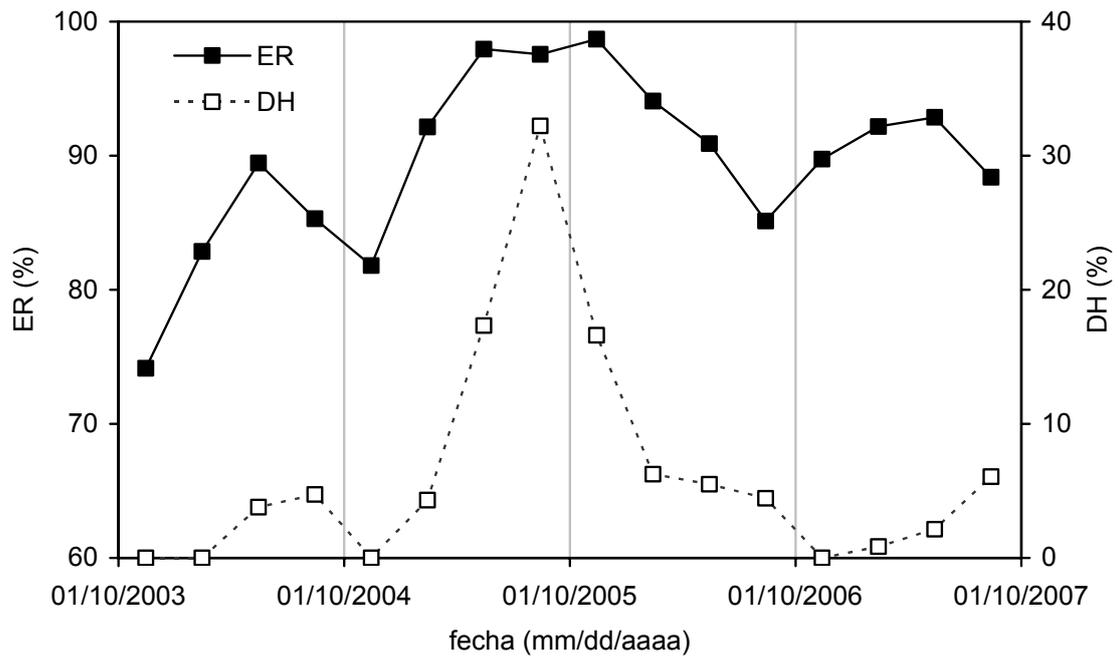


Fig. 4.4. Evolución trimestral de la Eficiencia de Riego (ER) y Déficit Hídrico (DH) para el conjunto del sistema evaluado en los cuatro años de estudio (2004-2007).

4.4.4. Aprovechamiento de agua en Bardenas.

El IAA también estuvo influenciado por la capacidad de regulación del sistema, de forma que periodos con riego y precipitaciones importantes todavía no drenadas presentaron valores máximos, mientras que periodos en los que se drenaron riego o lluvias anteriores, presentaron valores mínimos (Fig. 4.5). No obstante, el estudio del IAA acumulados permite analizar su evolución de manera que conforme pasa el tiempo el retardo asociado al propio drenaje tiene menos importancia y podemos hacernos una idea más veraz del aprovechamiento de agua en el sistema evaluado.

Así pues, tras los tres primeros semestres en que el IAA semestral osciló entre el 97% y el 38%, el IAA acumulado del sistema de Bardenas se estabilizó en torno al 84% (Fig. 4.5).

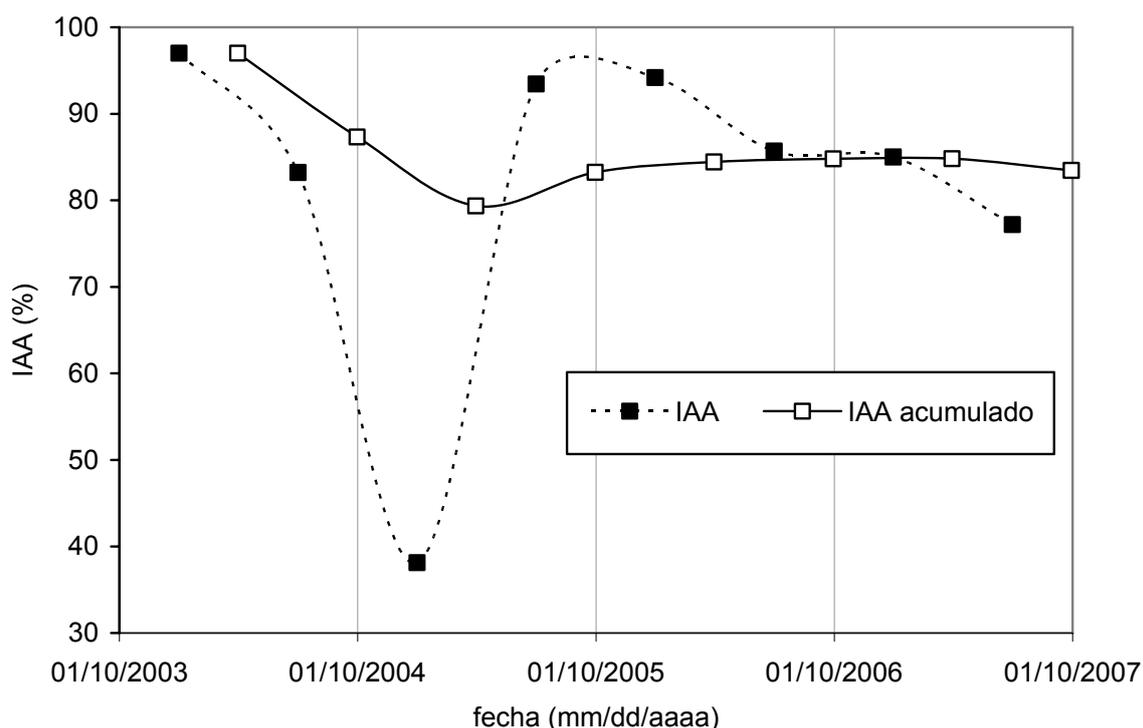


Fig. 4.5. Evolución semestral del Índice de Aprovechamiento de Agua (IAA) para el conjunto del sistema evaluado en los cuatro años de estudio (2004-2007).

Este dato global del sistema de Bardenas contrasta con los datos de eficiencia de riego del orden del 50% obtenidos a escala de parcela (Lecina et al., 2005) o pequeña cuenca hidrológica (Causapé et al., 2004b) en riegos por inundación del área evaluada.

La explicación a este hecho radica en la intensa reutilización de agua que se realiza en Bardenas, elevando considerablemente la eficiencia global del sistema frente a las moderadas-bajas eficiencias de riego que se obtienen en sus parcelas más habituales con suelos inadecuados para el riego por inundación (de baja CRAD y alta permeabilidad).

Así, el IAA para el total del sistema fue similar al registrado en modernos regadíos por aspersión de Monegros II (Cavero et al., 2003), donde se cuantificó una eficiencia del 94% a la que habría que descontar las PEA que en el valle del Ebro es normal que superen el 10% del agua aplicada.

4.5. Conclusiones.

El R y la P constituyeron el 80% de las entradas de agua al sistema mientras la ET y AT constituyeron el 98% de las salidas. Desde la segunda anualidad, las entradas acumuladas de agua al sistema casi coincidieron con las salidas y al final de los años 2005, 2006 y 2007 los desbalances fueron prácticamente nulos mostrando la bondad del balance hídrico realizado.

Las entradas y salidas de agua al suelo se ajustaron al ciclo vegetativo de los cultivos de verano y por tanto con evapotranspiración real y necesidades hídricas máximas en verano y mínimas en invierno. Según los criterios impuestos en EMR, el 76% de la precipitación registrada en los cuatro años de estudio fue efectiva mientras que el riego generó el 29% del drenaje de agua.

La NHn media del sistema evaluado fue de 560 mm/año oscilando entre los menos de 400 mm/año en CCRR del norte del sistema y los más de 700 mm/año al sur del sistema en años de sequía. Un elevado porcentaje del agua disponible fue destinado para la evapotranspiración de los cultivos (EUCA= 94%), si bien, el manejo del riego no fue el adecuado (DH= 8%). Las menores ER de la CR_{VII} (71%) y CR_{VIII} (84%) estuvieron relacionadas con excesivas pérdidas en el drenaje del riego (FD_R de 28 y 16% respectivamente), mientras que la de la CR_{XI} (86%) se debió a las elevadas PEA (15% del riego aplicado por aspersión).

El IAA del sistema fue alto (84%) alcanzando máximos en torno al 95% en épocas de sequía. Este valor fue muy superior, por efecto de la reutilización del agua, al 50% cuantificado en trabajos anteriores desarrollados a escala de parcela. Así pues, el margen de mejora es escaso pudiendo incrementarse el aprovechamiento de agua y reducir el estrés hídrico que sufren los cultivos mediante: i) la mejora de la eficiencia en parcela del riego por inundación, ii) la mayor regulación de esorrentías de lluvia y retornos de riego que incremente su reutilización y iii) la adecuación del riego por aspersión a horas de menor temperatura y viento que minimicen las pérdidas por evaporación y arrastre.

SALES Y NITRATO EXPORTADOS EN EL DRENAJE DE BARDENAS

Resumen

La pérdida de contaminantes agrarios a través de su drenaje puede ser asignada al regadío incluido en dicha cuenca y con ello, establecer una legislación basada en máximos permisibles de masas de contaminantes exportados.

Como continuación a la evaluación del aprovechamiento del agua, esta segunda parte pretende evaluar la contaminación inducida por las 59.200 ha regadas de Bardenas incluidas en la cuenca del Arba.

Para ello, se ejecutaron balances de masas (sales y nitrato) asignando valores de concentración a cada uno de los componentes del balance hídrico (2004-2007). Asimismo, se analizó la evolución de índices de contaminación por sales (ICS) y nitrato (ICN) que corrigen la masa de contaminantes exportada por la salinidad y necesidades de fertilización del regadío estudiado.

Los ICS e ICN disminuyeron de 2004 a 2007 un 15% y un 23%, situándose, por efecto de la reutilización del agua de drenaje, en valores un 60% inferiores a los obtenidos en pequeñas cuencas del mismo regadío. El ICS fue similar al de modernos regadíos bien gestionados aunque el ICN fue un 24% superior.

Los resultados indicaron escasas posibilidades de disminuir más la contaminación por sales pero una necesidad de adecuar el manejo combinado del riego y fertilización de tal forma que se minimice la contaminación por nitratos. Algo, que en Bardenas no es fácil de conseguir por la presencia mayoritaria de suelos inadecuados para el riego por inundación que no permite un control “suficiente” de las fechas-dosis de agua y nitrógeno a aplicar.

5.1. Introducción.

La legislación europea actual en materia de aguas tan sólo hace referencia a niveles de contaminación basados en concentración de contaminantes (EU, 1998) y no en la masa exportada a través del drenaje, que es verdaderamente el parámetro que se debe controlar para minimizar las afecciones medioambientales negativas hacia los ecosistemas acuáticos que se desee proteger.

Este vacío legal esta justificado en parte, por la particularidad que entraña el carácter difuso de la contaminación inducida por el regadío, y por tanto, por su dificultad para cuantificarla y atribuirla a un determinado territorio. Sin embargo, una vez comprobado el adecuado cierre del balance hídrico de una cuenca hidrológica, la pérdida de contaminantes agrarios a través de su drenaje puede ser asignada al regadío incluido en dicha cuenca y con ello, establecer una legislación basada en máximos permisibles de masas de contaminantes exportados en relación con las características particulares de cada regadío (clima, geología y agronomía).

El seguimiento de cuencas hidrológicas de regadío se ha aplicado con éxito en pequeñas cuencas del valle del Ebro donde los principales problemas de contaminación agraria son los derivados de la salinización y concentración por nitrato de las aguas (Causapé et al., 2006). Así pues, las masas de sales exportadas por los regadíos del Ebro son ampliamente variables oscilando entre las 4 t/ha·año en suelos no salinos de zonas como Bardenas I (Causapé et al., 2004c) y las 20 t/ha·año en los suelos con abundante yeso y regados por inundación en Monegros I (Isidoro et al., 2006a).

En cuanto al nitrato, la masa exportada por los regadíos del Ebro oscila entre los 30 kg N-NO₃⁻/ha·año (Cavero et al., 2003) en zonas con alta eficiencia del riego y de aplicación de fertilizantes nitrogenados y los casi 200 kg N-NO₃⁻/ha·año (Causapé et al., 2004c) en casos contrarios, pudiendo desperdiciarse hasta la mitad del fertilizante nitrogenado aplicado.

Este artículo constituye la segunda parte de la evaluación y vigilancia agroambiental de los regadíos de Bardenas cuya área de estudio se encuentra descrita en el capítulo anterior. Como continuación a la evaluación del aprovechamiento del agua a escala de grandes polígonos, esta segunda parte pretende: i) cuantificar la masa de contaminantes agrarios (sales y nitrato) exportados por los regadíos de Bardenas incluidos en la cuenca del Arba (59.200 ha); ii) analizar los factores más influyentes sobre la masa de contaminantes exportada y iii) evaluar la contaminación inducida por el regadío.

5.2. Metodología.

Se ejecutaron balances de masas en el área de estudio asignando valores de concentración de sales y nitrato a cada uno de los componentes del balance hídrico, excepto a la evapotranspiración y a las pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersion que se consideraron libres de contaminantes. El producto entre concentraciones y volúmenes de agua otorgó la masa de sales y nitrato para cada componente del balance.

La diferencia entre las entradas (E: P-Precipitación, R-Riego, EL-agua destinada a generar electricidad y posteriormente vertida al Arba sin uso para riego, AP-abastecimiento a pequeñas poblaciones, DP-vertido de la depuradora, agua por los ríos RI-Riguel, AL-Arba de Luesia, AB-Arba de Biel y RS-Resto del seco) y salidas (S: AT-Arba en Tauste, AC-Acequias laterales, SB-Flujos subterráneos) se atribuyeron al resultado de los componentes no tenidos en cuenta y a los errores asociados al balance.

$$(P+R+EL+AP+DP+RI+AL+AB+RS) - (AT+AC+SB) = E - S \quad [5.1]$$

La masa de sales (D_S) y nitrato (D_N) exportada a través del drenaje propio del sistema se calculó como:

$$D_{S/N} = (AT+AC+SB) - (EL+AP+DP+RI+AL+AB+RS) \quad [5.2]$$

La conductividad eléctrica a 25° (CE) y la concentración de nitrato ($[\text{NO}_3^-]$) de P fue estimada mensualmente a partir de los valores medios registrados en el periodo 1988-2000 en la estación que el EMEP (European Monitoring and Evaluation Program; <http://www.nilu.no/projects/ccc/>) tiene en Logroño. Los Sólidos Disueltos Totales para este componente fueron estimados indirectamente a través de la relación generalmente aceptada: $\text{SDT (mg/l)} = 640 \cdot \text{CE (dS/m)}$ (Bower y Wilcox, 1965).

La concentración del agua del canal de Bardenas se aplicó a R, EL, y AP. Para ello, se tomaron 9 muestras de agua en las que se determinó la CE y $[\text{NO}_3^-]$ además del residuo seco y la concentración de bicarbonato ($[\text{HCO}_3^-]$) necesarios para la estimación de los SDT:

$$\text{SDT (mg/l)} = \text{Residuo Seco (mg/l)} + \frac{1}{2} \text{HCO}_3^- \text{ (mg/l)}; \text{ (Custodio, 1983). } \quad \mathbf{[5.3]}$$

Como la salinidad y concentración de nitrato del agua del Canal de Bardenas fue muy constante ($\text{CV}_{\text{SDT}} = 9\%$), se optó por introducir durante todo el periodo del balance los valores medios de las 9 muestras analizadas ($\text{SDT} = 275 \text{ mg/l}$, $[\text{NO}_3^-] = 2 \text{ mg/l}$).

En cambio, para RI, AL y AB de mayor variabilidad temporal ($\text{CV}_{\text{RI}} = 47\%$, $\text{CV}_{\text{AL}} = 21\%$, $\text{CV}_{\text{AB}} = 21\%$) se estableció la relación CE (dS/m) – SDT (mg/l) y fue aplicada a muestreos trimestrales donde únicamente se determinó la CE y $[\text{NO}_3^-]$.

$$\text{SDT}_{\text{RI}} = 769 \cdot \text{CE}_{\text{RI}} - 1; \quad n = 11; \quad R^2 = 0,99 \quad \mathbf{[5.4]}$$

$$\text{SDT}_{\text{AL}} = 639 \cdot \text{CE}_{\text{AL}} + 74; \quad n = 10; \quad R^2 = 0,93 \quad \mathbf{[5.5]}$$

$$\text{SDT}_{\text{AB}} = 819 \cdot \text{CE}_{\text{AB}} - 31; \quad n = 10; \quad R^2 = 0,92 \quad \mathbf{[5.6]}$$

La CE y $[\text{NO}_3^-]$ de RS se estimó como la media de RI, AL, y AB (cuencas mayoritariamente de secano). La concentración de DP fue facilitada mensualmente por el Instituto Aragonés del Agua (Gobierno de Aragón).

La importancia y variabilidad de la concentración de AT condicionó la instalación de un tomamuestras automático (ISCO 3700C) que posibilitó una frecuencia de muestreo diaria y el posterior análisis en laboratorio de la CE y $[\text{NO}_3^-]$. La relación CE-SDT se estableció a partir de 27 muestras:

$$\text{SDT}_{\text{AT}} = 711 \cdot \text{CE}_{\text{AT}} - 20; \quad n = 27; \quad R^2 = 0,99 \quad \text{[5.7]}$$

Para el resto de componentes de salida se realizó un menor esfuerzo de muestreo. Así, a AC se asignó la concentración media de tres muestras tomadas en la acequia ($\text{SDT} = 850 \text{ mg/l}$; $[\text{NO}_3^-] = 25 \text{ mg/l}$) y a SB la concentración media de tres muestras tomadas en un manantial cercano a la estación de aforos del Arba en Tauste ($\text{SDT} = 1758 \text{ mg/l}$; $[\text{NO}_3^-] = 61 \text{ mg/l}$).

El impacto agroambiental se cuantificó en base a los Índices de Contaminación por Sales (ICS) y por nitrato (ICN). Como se explicó en el Capítulo II, ambos índices corrigen las masas unitarias de contaminantes exportados por factores hasta cierto punto de influencia “natural” como son la geología y las posibilidades agronómicas de un determinado regadío.

Así, el ICS se estimó como las sales exportadas (D_S) entre la CE media del drenaje en periodo de no riego (CE_{NR}), parámetro representativo de la salinidad de los materiales geológicos de la zona. Por otro lado, el ICN se calculó como el nitrato exportado en el drenaje (D_N) entre las necesidades de fertilización nitrogenada del sistema (NF).

$$\text{ICS} = \frac{D_S}{\text{CE}_{\text{NR}}} \quad \text{[3.9]}; \quad \text{ICN} = \frac{D_N}{\text{NF}} \quad \text{[3.10]}$$

Las NF se calcularon anualmente a partir de las superficies de cultivos, las producciones medias de la zona (Estadística agraria. www.aragon.es) y las extracciones de nitrógeno en las cosechas (Orús y Sin, 2006), salvo para las leguminosas que por su capacidad de fijar simbióticamente el nitrógeno se consideró $\text{NF} = 0$.

5.3. Resultados.

5.3.1. Sales.

A pesar de que el agua del canal de Bardenas fue de baja mineralización (275 mg/l), el 60% de las sales introducidas en el sistema lo hicieron a través del agua de riego llegando a constituir el 75% de las entradas de 2005 (Tabla 5.1). Los aportes de sales procedentes del exterior al área regable evaluada (RI, AL, AB, y RS) constituyeron el 25% de las entradas, oscilando entre el 32% del lluvioso año 2004, y tan sólo el 15% del seco 2005. EL supuso el 8% de las entradas concentrándose únicamente en los años más lluviosos (2004 y 2007). La aportación del resto de entradas fue significativamente inferior (P= 3% AP= 3% y DP= 1%).

En cuanto a las salidas, el 98% se produjeron a través de AT mientras que AC (2%) y SB (1%) tan sólo contribuyeron en un 3%. La CE media de las muestras diarias recogidas en AT fue de 3,04 dS/m (CV= 43%), si bien, una vez ponderadas por el volumen de agua, la CE media de AT fue inferior (2,24 dS/m). Un 90% de las muestras colectadas estuvo por encima de 1,5 dS/m oscilando entre 7,48 dS/m (09/07/2006) y 0,54 dS/m (03/04/2007).

La mayor entrada (3,13 t/ha) y salida (7,55 t/ha) de sales al sistema se produjo en el año más lluvioso (2004). En cambio, mientras la menor aportación (1,83 t/ha) se registró el año más seco (2005), la menor salida (4,92 t/ha) se presentó al año siguiente (2006) debido al desfase existente entre las entradas y salidas por la propia regulación hídrica del sistema.

La diferencia entre entradas y salidas de sales fue negativa en los cuatro años de estudio (Tabla 5.1) oscilando entre -4,42 t/ha de 2004 y -2,56 t/ha de 2006. Estas diferencias se debieron al resultado de los procesos de disolución/precipitación y a las sales contenidas en el agua almacenada cada año en el sistema.

Teniendo en cuenta que al final de los cuatro años de estudio el desbalance hídrico fue prácticamente nulo (Capítulo IV), la diferencia entre entradas y salidas durante el periodo de estudio (3,52 t/ha·año) pudo asociarse principalmente al predominio de los procesos de disolución de sales sobre los de precipitación.

Del total de sales exportadas (AT+AC+SB), el 85% (5,09 t/ha·año) fueron asociadas al drenaje propio del sistema evaluado. Anualmente, el lluvioso año 2004 registró el mayor D_S (6,00 t/ha) a consecuencia de la mayor cantidad de sales disueltas (4,42 t/ha), mientras que 2006 (año posterior a la sequía de 2005), presentó el menor D_S (4,35 t/ha) a pesar de que las sales introducidas con el riego (1,69 t/ha) fueron las mayores de los cuatro años de estudio.

Tabla 5.1. Entradas (R-Riego, P-Precipitación, RI-Riguel, AL-Arba de Luesia, AB-Arba de Biel, RS-Resto Secano, EL-agua destinada a generar electricidad y posteriormente vertida al Arba sin uso para riego, AP-Abastecimiento a pequeñas poblaciones, y DP-Depuradora de Ejea), Salidas (AT-Arba en Tauste, AC-Acequias laterales que puentean la estación del Arba en Tauste, SB-flujo subterráneo a través del aluvial del Arba), diferencia entre entradas y salidas del balance de sales desarrollado en el área regable incluida en la cuenca del Arba para los cuatro años de estudio (2004-2007).

		AÑO	2004	2005	2006	2007	04-07
E-ENTRADAS	----- t/ha·año -----	R	1,46	1,37	1,69	1,43	1,49
		P	0,12	0,05	0,09	0,08	0,08
		RI	0,13	0,03	0,04	0,19	0,10
		AL	0,19	0,01	0,04	0,11	0,09
		AB	0,27	0,05	0,09	0,15	0,14
		RS	0,41	0,18	0,32	0,29	0,30
		EL	0,44	0,00	0,00	0,35	0,20
		AP	0,09	0,11	0,07	0,02	0,07
		DP	0,03	0,03	0,02	0,02	0,03
S-SALI	-----	AT	7,41	5,69	4,78	5,60	5,87
		AC	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09
		SB	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Σ Entradas (t/ha·año)			3,13	1,83	2,36	2,65	2,49
Σ Salidas (t/ha·año)			7,55	5,84	4,92	5,74	6,01
E – S (t/ha·año)			-4,42	-4,01	-2,56	-3,10	-3,52

La evolución mensual de D_s (Fig. 5.1) reflejó como partiendo de valores en torno a 0,4 t/ha·mes, las intensas lluvias de septiembre de 2004 provocaron un máximo mensual de 1,4 t/ha·mes manteniéndose en valores elevados (en torno a 0,7 t/ha·mes) hasta la campaña de riego de 2005. Entonces, la ausencia de lluvias mermó las dotaciones de riego aplicadas maximizando el aprovechamiento de agua (Capítulo IV) y minimizando la masa de sales exportada (en torno a 0,3 t/ha·mes). Salvo algunos picos producidos por el drenaje de lluvias, los años hidrológicos 2005 y 2006 se comportaron de forma similar alcanzando valores mínimos al final del invierno (en torno a 0,3 t/ha·mes) y máximos en plena campaña de riego (en torno a 0,5 t/ha·mes).

Un 69% de D_s procedió de la disolución de los materiales geológicos (3,52 t/ha·año), otro 29% tuvo su origen en las sales introducidas con el agua de riego (1,49 t/ha·año) y tan sólo el 2% se correspondieron a las sales contenidas en el agua de lluvia (0,08 t/ha·año).

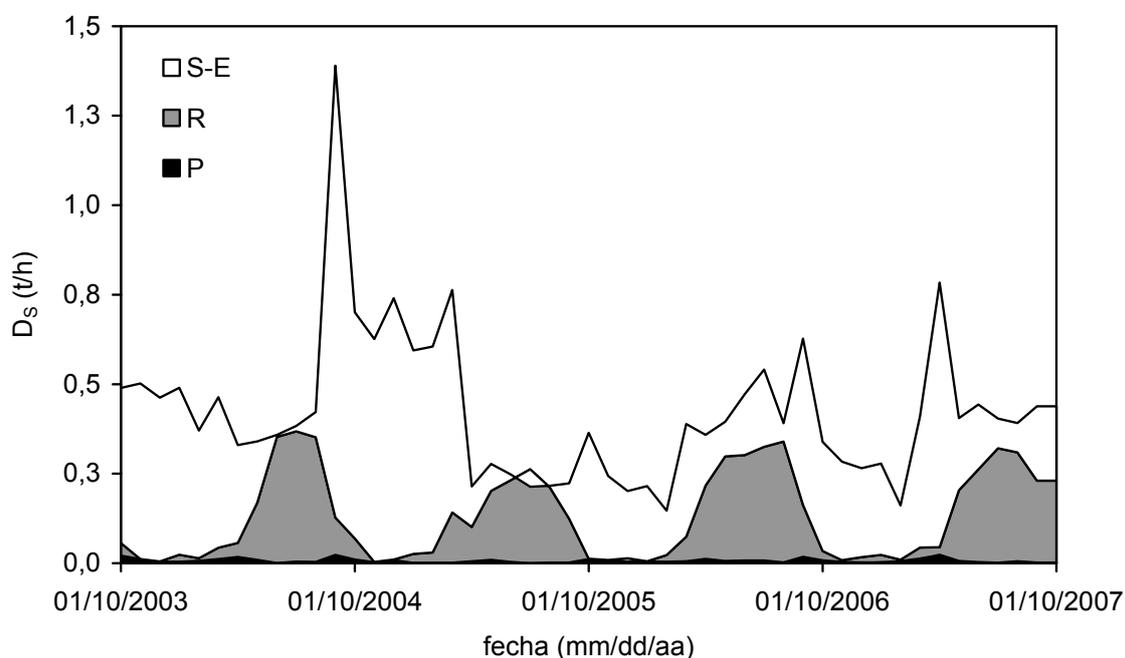


Fig. 5.1. Evolución mensual de las sales exportadas en el drenaje propio del sistema evaluado (D_s) y la contribución a éste de las sales introducidas con la precipitación (P), riego (R), y disolución de materiales geológicos (S-E).

La salinidad del drenaje propio del regadío evaluado (4,8 dS/m) fue más del doble de la medida en AT (2,2 dS/m) mostrando que los componentes no asociados al regadío que confluyeron en el río (RI, AL, AB, RS, EL, AP, y DP) tuvieron un carácter diluidor.

Atendiendo a una CE_{NR} del regadío evaluado de 3 dS/m (CE media de las muestras de AT tomadas en temporada de no riego), el ICS de 2004 fue de 2 t/ha/dS/m (Fig. 5.2). El ICS disminuyó en 2005 y 2006 que con la menor masa de sales exportada presentó el menor ICS (1,45 t/ha/dS/m).

La evolución anual del ICS acumulado (Fig. 5.2), donde el desfase entre entradas y salidas cada vez toma menos importancia, indicó que desde 2004 existió una disminución del 15% en el ICS acumulado, si bien, el ICS anual de 2007 registró un ligero aumento de 0,08 t/ha/dS/m sobre el de 2006.

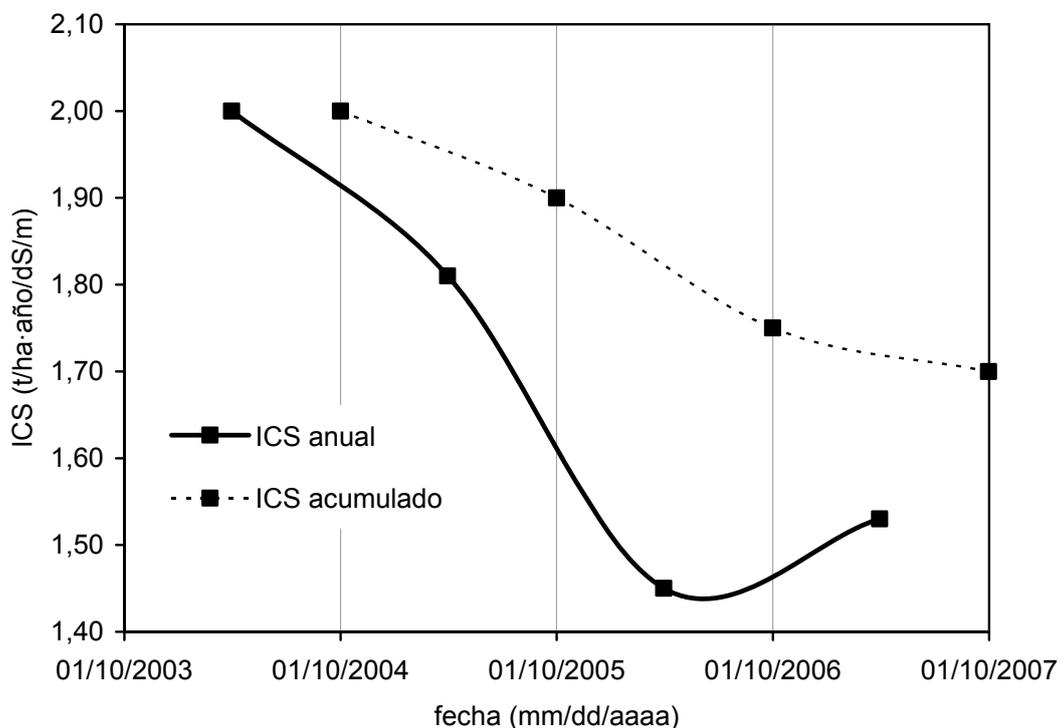


Fig. 5.2. Índice de Contaminación por Sales (ICS) del área regable incluida en la cuenca del Arba en los cuatro años de estudio (2004-2007) y anualmente acumulado.

La masa de sales exportada por el drenaje de Bardenas (5 t/ha·año) fue ligeramente superior a la cuantificada en pequeñas cuencas menos salinas de este mismo sistema de riegos, lo que se tradujo en un ICS un 65% inferior (Tabla 5.2). Este hecho se debió principalmente a la intensa reutilización del agua de drenaje para el riego, que incrementó un 31% el aprovechamiento de agua en el sistema disminuyendo a su vez la masa de sales exportada. De hecho, otros regadíos de Monegros I con menor salinidad pero inferior aprovechamiento del agua exportaron cuatro veces más de sales y presentaron un ICS siete veces superior (Tabla 5.2).

Así pues, el ICS del área de estudio (1,7 t/ha·año/dS/m) fue del mismo orden al obtenido en modernos regadíos de Monegros II (1,6 t/ha·año/dS/m), si bien, la masa de sales exportada por estos últimos fue casi tres veces superior porque la cantidad de sales de sus materiales geológicos es casi el triple.

Tabla 5.2. Índice de Aprovechamiento de Agua (IAA), Conductividad Eléctrica del drenaje en época de no riego (CE_{NR}), Masa anual de sales exportada en el drenaje (D_s) e Índice de Contaminación por Sales (ICS) para el área regable incluida en la cuenca del Arba (Arba-Bardenas) y para los regadíos estudiados en Bardenas I (Lasanta et al, 2002; Causapé et al. 2004b-c), Monegros I (Isidoro et al. 2006a-b) y Monegros II (Tedeschi et al. 2001; Caveró et al, 2003).

	IAA	CE_{NR}	D_s	ICS
	%	dS/m	t/ha·año	t/ha·año/dS/m
Arba-Bardenas	83	3,00	5	1,7
Bardenas I	52	0,85	4	4,8
Monegros I	48	1,78	20	11,4
Monegros II	90	8,40	14	1,6

La masa de sales exportada por el área regable de Bardenas incluida en el Arba fue entre 3 y 15 veces superior a subcuencas del Arba en condiciones de seco con más sales (Lerma: CE_{NR} = 3,79 dS/m; Abrahão et al. 2008) o menos sales (AL: CE_{NR} = 0,57 dS/m), arrojando ICS tres veces superiores. No obstante, el escaso margen de incremento del IAA indica que escasamente se podrá reducir las sales exportadas de Bardenas, hasta que con el paso del tiempo se vayan lavando del suelo y subsuelo.

5.3.2. Nitrato.

A pesar de sus bajas concentraciones (2 mg NO₃⁻/l), dos tercios de las entradas consideradas en el balance de nitrato estuvieron asociadas al agua de lluvia (34%) y del riego (32%). El nitrato procedente de las áreas exteriores de secano (RI, AL, AB, RS) constituyó un 27% a las entradas del balance siendo muy inferior los aportes por EL (4%), AP (2%) y DP (1%).

Las salidas se produjeron básicamente a través de AT (96%) justificando el menor esfuerzo invertido en la estimación de AC (2%) y SB (2%). La [NO₃⁻] media de las muestras colectadas en AT fue de 40 mg/l (CV= 35%), si bien, una vez ponderada por volumen, la [NO₃⁻] media fue inferior (33 mg/l). Un 25% de las muestras colectadas presentó concentraciones superiores al límite sanitario de 50 mg/l existiendo concentraciones máximas de 94 mg/l (18/11/2004) y mínimas de 1 mg/l (10/09/2005).

Los flujos hídricos no asociados al regadío evaluado (RI, AL, AB, RS, EL, AP, y DP), que supusieron respectivamente el 29 y 18% del agua y sales en AT, AC y SB, tan sólo supusieron el 9% del nitrato saliente demostrando que la mayor parte de nitrato exportado de la cuenca del Arba tuvo su origen en el regadío.

La diferencia entre las entradas y salidas (Tabla 5.3) se justificó como el resultado de los componentes del balance no tenidos en cuenta (fertilización nitrogenada, volatilización, extracción en las cosechas....) y el nitrato acumulado en el sistema, bien en acuíferos o en el suelo.

En los cuatro años de estudio, las entradas menos las salidas fueron negativas, oscilando entre -29 kg N-NO₃⁻/ha del lluvioso año 2004, que presentó las mayores entradas y salidas (10 y 39 kg N-NO₃⁻/ha), y -12 kg N-NO₃⁻/ha de 2006, que presentó las menores salidas (20 kg N-NO₃⁻/ha) con posterioridad al año con menores entradas (2005: 5 kg N-NO₃⁻/ha).

Tabla 5.3. Entradas (R-Riego, P-Precipitación, RI-Riguel, AL-Arba de Luesia, AB-Arba de Biel, RS-Resto Secano, EL-agua destinada a generar electricidad y posteriormente vertida al Arba sin uso para riego, AP-Abastecimiento a pequeñas poblaciones, y DP-Depuradora de Ejea), Salidas (AT-Arba en Tauste, AC-Acequias laterales que puentean la estación del Arba en Tauste, SB-flujo subterráneo a través del aluvial del Arba), diferencia entre entradas y salidas (E-S) del balance de nitrato desarrollado en el área regable incluida en la cuenca del Arba para los cuatro años de estudio (2004-2007).

		AÑO	2004	2005	2006	2007	04-07
E-ENTRADAS	Kg N-NO ₃ ⁻ /ha·año	R	2,4	2,2	2,8	2,3	2,4
		P	3,6	1,4	2,8	2,4	2,6
		RI	0,4	0,1	0,2	0,7	0,3
		AL	0,7	0,0	0,1	0,4	0,3
		AB	0,8	0,2	0,2	0,5	0,4
		RS	1,5	0,5	0,9	1,0	1,0
		EL	0,7	0,0	0,0	0,6	0,3
		AP	0,2	0,2	0,1	0,0	0,1
		DP	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1
S-SALI		AT	37,7	28,4	18,7	26,2	27,7
		AC	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
		SB	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
ΣEntradas (kg N-NO ₃ ⁻ /ha·año)			10	5	7	8	8
ΣSalidas (kg N-NO ₃ ⁻ /ha·año)			39	29	20	27	29
E-S (kg N-NO ₃ ⁻ /ha·año)			-29	-25	-12	-19	-21

Dado que al final de los cuatro años de estudio el balance hídrico cerró adecuadamente, los 29 kg N-NO₃⁻/ha·año salientes de la cuenca del Arba se justificaron con el nitrato aportado en el riego y la lluvia (5 kg N-NO₃⁻/ha·año), el nitrato entrante no asociado al regadío estudiado (3 kg N-NO₃⁻/ha·año) y 21 kg N-NO₃⁻/ha·año más (72% de las salidas) asociados a otros aportes de nitrato, principalmente, con la fertilización de los cultivos.

Las NF media de los cuatro años de estudio fue de 90 kg N/ha·año con pequeña variabilidad anual (CV= 5%). La menor superficie de maíz propició un descenso de 6 y 4 kg N/ha·año en las NF de 2005 (85 kg N/ha·año) y 2006 (87 kg N/ha·año) respecto a 2004. La pequeña recuperación de la superficie cultivada de maíz unido al incremento del cereal de invierno, principalmente por alfalfa, condicionó la máxima NF de 2007 (95 kg N/ha).

Las variaciones anuales en las NF se manifestaron en el drenaje medido al final de la cuenca con varios meses de retraso, ya que el nitrógeno aportado con los fertilizantes se vio condicionado en su lixiviado del suelo a la disponibilidad en forma de nitrato. Además, el drenaje de la cuenca estuvo afectado por la regulación hídrica del sistema.

Aún así, las reducciones de NF en 2005 y 2006 se hicieron notar en su drenaje anual al presentar un 20 y 49% menos de nitrato exportado que en 2004, con concentraciones del drenaje un 32 y 43% inferiores (Tabla 5.4). El ascenso de NF y D en 2007 incrementó D_N de 18 a 24 kg N-NO₃⁻/ha pero no así la concentración del drenaje que presentó el mínimo anual de 59 mg/l.

Con todo ello, el ICN anual osciló entre 0,38 de 2004 y 0,21 de 2006, presentando una alta variabilidad (CV= 26%) que confirma la necesidad de realizar este tipo de estudios con carácter plurianual.

Tabla 5.4. Necesidades de Fertilización (NF), Drenaje propio del sistema (D), masa (D_N) y concentración de nitrato ($[NO_3^-]_D$) de éste e Índice de Contaminación por Nitratos (ICN) para el área regable de Bardenas incluida en la cuenca del Arba en los cuatro años del estudio (2004-2007).

AÑO	2004	2005	2006	2007	04-07
NF (kg N/ha·año)	91	85	87	95	90
D (mm·año)	135	160	122	180	149
D_N (kg N-NO ₃ ⁻ /ha·año)	35	28	18	24	26
$[NO_3^-]_D$ (mg/l)	114	78	65	59	78
ICN	0,38	0,33	0,21	0,25	0,29

Analizando la evolución anualmente acumulada de D_N , NF, e ICN (Fig. 5.3) se observa que hasta finales de 2006 D_N disminuyó 4 kg N-NO₃⁻/ha·año reduciéndose 1 kg N-NO₃⁻/ha más hasta finales de 2007 cuando se obtuvo la media de 26 kg N-NO₃⁻/ha·año en los cuatro años de estudio. La menor disminución de D_N en 2007 estuvo condicionada por el incremento en este último año de las NF y D (Tabla 5.4).

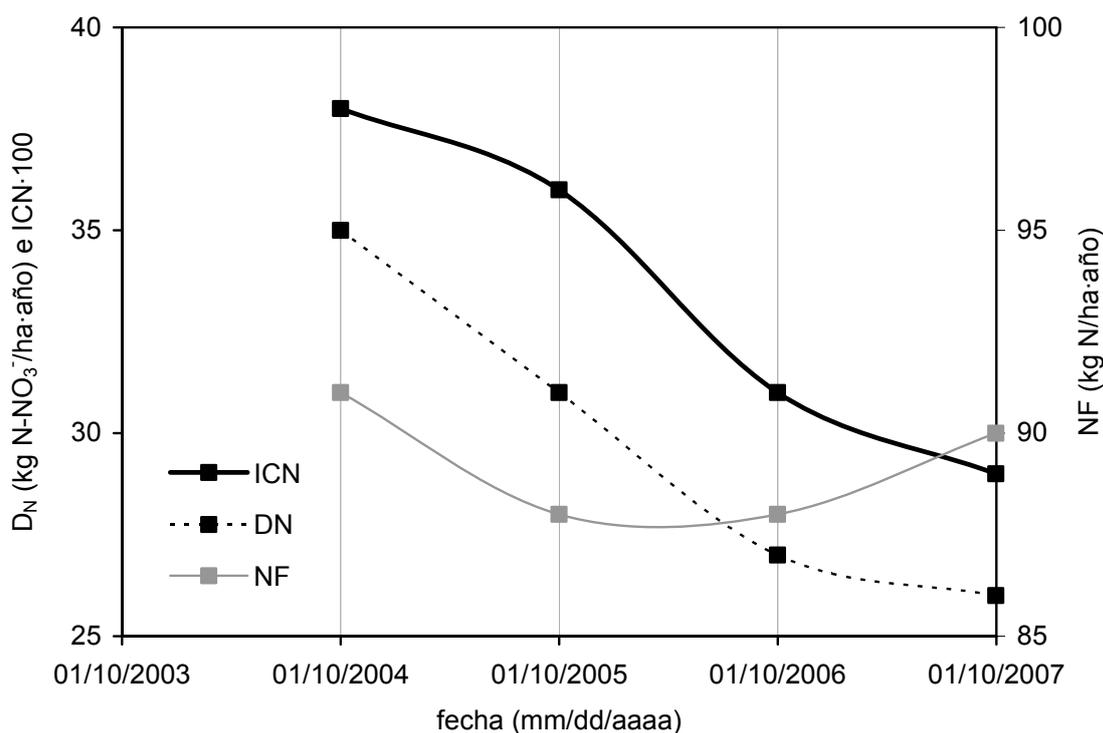


Fig. 5.3. Masa de nitrato exportada en el drenaje propio del sistema (D_N), Necesidades de Fertilización (NF) e Índice de Contaminación por Nitratos (ICN) anualmente acumulados para los cuatro años de estudio (2004-2007) en el área regable incluida dentro de la cuenca del Arba.

Con todo ello, el ICN presentó durante los años de estudio una clara tendencia descendente desde 0,38 en 2004 a 0,29 al final del periodo de estudio. Ello indicó una mejora continuada en el aprovechamiento del nitrógeno aplicado a los cultivos con la fertilización traducida en el descenso de la concentración y masa de nitrato exportado en el drenaje.

Comparando los resultados obtenidos en este estudio (Tabla 5.5) frente a los obtenidos en otras pequeñas cuencas de regadíos del Ebro se puede observar que el D_N de los regadíos incluidos en la cuenca del Arba (26 kg N-NO₃⁻/ha-año) fueron la cuarta parte de lo que exportaron pequeñas subcuencas de su mismo sistema de Bardenas (108 kg N-NO₃⁻/ha-año) y de otros sistemas como Monegros I (111 kg N-NO₃⁻/ha-año) también regados por inundación sobre suelos inadecuados para ello.

Este hecho estuvo condicionado a que NF fue un 40% inferior pero también a que el índice de aprovechamiento del agua fue en torno a un 30% superior. Así pues, la intensa reutilización del agua de drenaje que se hizo en Bardenas actuó doblemente, ya que los cultivos reaprovecharon tanto parte del agua como del nitrato contenido en el drenaje.

Tabla 5.5. Índice de Aprovechamiento de Agua (IAA), Necesidades de Fertilización (NF), Masa anual de nitrato exportado en el drenaje (D_N) e Índice de Contaminación por Nitrato (ICN) para el área regable incluida en la cuenca del Arba (Arba-Bardenas) y para los regadíos estudiados en Bardenas I (Causapé et al. 2004b-c), Monegros I (Isidoro et al. 2006a-b) y Monegros II (Cavero et al, 2003).

	IAA %	NF Kg N/ha·año	D_N Kg N-NO ₃ ⁻ /ha·año	ICN
Arba-Bardenas	83	90	26	0,29
Bardenas I	52	146	108	0,74
Monegros I	48	155	111	0,71
Monegros II	90	145	31	0,22

Las menores NF de los regadíos de Bardenas incluidos en la cuenca del Arba (90 kg N/ha·año) frente a las NF de los modernos regadíos por aspersión de Monegros II (145 kg N/ha·año) también condicionaron que la masa de nitrato exportada fuese un 16% inferior, si bien, el ICN fue un 24% superior.

Ello indica que el aprovechamiento del nitrógeno aportado para la fertilización de los cultivos en Bardenas debería ser mejorado en parcela mediante un adecuado manejo combinado del riego y fertilización nitrogenada, algo que no es fácil de conseguir en Bardenas por la presencia mayoritaria de suelos muy permeables de baja capacidad de retención de agua y sistemas de riego por inundación que no permiten un control “suficiente” de las fechas-dosis de agua y nitrógeno a aplicar. Sin embargo, la tendencia positiva de los últimos años también indica que sin importantes cambios del regadío sigue habiendo margen de mejora en la aplicación de fertilizantes nitrogenados, algo que no sólo es conveniente para el medioambiente, sino también para el sector agrario dado el alto coste que están alcanzando los agroquímicos en los últimos años.

5.4. Conclusiones.

A pesar de su baja mineralización (275 mg/l), el 60% de las sales introducidas en el sistema evaluado lo hicieron a través del agua de riego. En cuanto a las salidas, el 98% se produjeron a través de AT. Del total de sales exportadas (AT+AC+SB), el 85% (5,09 t/ha·año) fueron asociadas al drenaje propio del sistema evaluado. De éstas, un 69% procedió de la disolución de materiales geológicos (3,52 t/ha·año), otro 29% tuvo su origen en las sales introducidas con el agua de riego (1,49 t/ha·año) y tan sólo el 2% se correspondieron a las sales contenidas en el agua de lluvia (0,08 t/ha·año).

Los flujos hídricos no asociados al regadío evaluado (RI, AL, AB, RS, EL, AP, y DP), que supusieron respectivamente el 29 y 18% del agua y sales en AT, AC y SB, tan sólo supusieron el 9% del nitrato saliente demostrando que la mayor parte de nitrato exportado tuvo su origen en el regadío.

La masa de sales exportada fue máxima en el lluvioso año 2004 (6,00 t/ha), para descender en 2005 (5,42 t/ha) y 2006 (4,35 t/ha) a causa de la sequía e incrementarse ligeramente en 2007 (4,60 t/ha). Las reducciones de NF en 2005 (85 kg N/ha) y 2006 (87 kg N/ha) también contribuyeron a una disminución del 20% (28 kg N-NO₃⁻/ha) y 49% (18 kg N-NO₃⁻/ha) del nitrato exportado en 2004 (NF: 91 kg N/ha, D_N: 35 kg N-NO₃⁻/ha) mientras que el ascenso de NF en 2007 (95 kg N/ha) contribuyó al incremento de su D_N a 24 kg N-NO₃⁻/ha.

La reducción de ICS (15%) e ICN (23%) indica que entre 2004 y 2007 ha existido una disminución del impacto agroambiental inducido por los regadíos de Bardenas. La intensa reutilización del agua de drenaje que se practicó, provocó que estos índices fuesen 60% inferiores a los obtenidos en pequeñas cuencas del mismo regadío. No obstante, el ICN todavía es un 24% superior al obtenido en modernos regadíos, indicando la necesidad de adecuar el manejo combinado del riego y fertilización en parcela, algo difícil de conseguir en Bardenas por su mayoritario riego por inundación en relación a la alta permeabilidad de los suelos.

CONCLUSIONES GENERALES

6.1. Conclusiones y discusión final.

Según estudios previos a escala de parcela o pequeña cuenca hidrológica, la eficiencia de riego de la cuenca del Ebro es baja-moderada (53%) en regadíos por inundación desarrollados sobre suelos inadecuados para ello, moderada-alta (79%) en regadíos por inundación sobre suelos adecuados, y alta (94%) en zonas con modernos y bien gestionados riegos presurizados.

El mayor impacto agroambiental se genera en zonas salinas con bajas eficiencias de riego que llegan a exportar 16 t/ha·año de sales, y en zonas con baja eficiencia de riego y de aplicación de fertilizantes llegando a exportar 200 kg N-NO₃⁻/ha·año. Por el contrario, las menores masas de sales (3 t/ha·año) y nitrato (14 kg N-NO₃⁻/ha·año) exportadas en zonas de baja salinidad y alta eficiencia del riego y fertilización nitrogenada demuestran las posibilidades de minimizar el impacto ambiental inducido por el riego a través de un adecuado manejo agronómico.

La ausencia de continuidad espacio-temporal de los estudios realizados y la alta variabilidad de conceptos-metodologías utilizadas suponen un serio obstáculo para trazar una adecuada planificación y gestión hidrológica de la cuenca del Ebro. De cara a cumplir los objetivos de la Directiva Marco del Agua hay una urgente necesidad de implementar una **Red** permanente para el **Control** agroambiental de los **Regadíos del Ebro (ReCoR-Ebro)**.

Los buenos resultados obtenidos en anteriores trabajos de investigación, aconsejan que ReCoR-Ebro se base en el control de los retornos de riego y el seguimiento de los regadíos que los generan, poniendo a punto una metodología común basada en la ejecución de balances de agua y la cuantificación de los contaminantes exportados.

En este sentido, el Evaluador Medioambiental de Regadíos (EMR; www.jcausape.es/investigacion/EMR.htm) constituye una herramienta informática de fácil manejo cuya posibilidad de uso a distintas escalas y con una disponibilidad mínima de datos, facilitará su uso sistemático por técnicos encargados de la gestión del agua.

Los indicadores agroambientales propuestos en EMR para la contaminación por sales y nitrato están inversamente relacionados con el aprovechamiento de agua y de nitrógeno aportado en la fertilización, constituyéndose como los factores clave para minimizar el impacto agroambiental del regadío. Teniendo en cuenta los condicionantes “naturales” más desfavorables, los índices propuestos son más permisivos con los regadíos más salinos y con mayores necesidades de fertilización nitrogenada, lo que no impide, que exijan por igual una adecuada gestión a todos los regadíos.

La vigilancia agro-ambiental de una cuenca como la del Ebro, que posee cerca de 800.000 ha regadas, requiere abordar estudios de subcuencas hidrológicas de regadío a escala de grandes polígonos (mínimo 50.000 ha regadas), de forma que con un número manejable de subcuencas se controle la mayor parte del área regada.

Dado que experiencias anteriores sólo abarcaron el estudio de pequeñas cuencas hidrológicas de regadío (máximo 3.000 ha), antes de abordar un proyecto tan ambicioso como ReCoR-Ebro es conveniente efectuar una experiencia piloto, eligiendo para ello las 59.200 ha regables de Bardenas que se incluyen dentro de la subcuenca del río Arba.

El balance de agua desarrollado durante cuatro años hidrológicos (2004-2007) cerró adecuadamente, en particular, a partir de la segunda anualidad cuando el almacenamiento de agua en el sistema tuvo menor importancia respecto al resto de componentes y las entradas de agua acumuladas casi coincidieron con las salidas (desbalances prácticamente nulos).

Un 94% del agua disponible en Bardenas fue destinada para la evapotranspiración de los cultivos, si bien, el manejo del riego no fue el más adecuado ocasionando cierto estrés hídrico a los cultivos (Déficit hídrico del 8%).

La eficiencia de riego media de los regadíos del Arba en los cuatro años de estudio fue del 90%. Las menores eficiencias de riego de la CR_{VII} (71%) y CR_{VIII} (84%) estuvieron relacionadas con excesivas pérdidas en el drenaje del riego (fracción de drenaje de riego del 28 y 16% respectivamente), mientras que en la CR_{XI} (86%) se debieron a las elevadas pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión (15% del riego aplicado por aspersión).

Del total de sales exportadas (5,09 t/ha·año), un 69% procedió de la disolución de materiales geológicos (3,52 t/ha·año), otro 29% tuvo su origen en las sales introducidas con el agua de riego (1,49 t/ha·año) y tan sólo el 2% se correspondieron a las sales contenidas en el agua de lluvia (0,08 t/ha·año)

Los flujos hídricos entrantes no asociados al regadío evaluado, que supusieron respectivamente el 29 y 18% del agua y sales del río Arba en Tauste, tan sólo supusieron el 9% del nitrato saliente de la cuenca, mostrando que la mayor parte del nitrato exportado (26 kg N-NO₃⁻/ha·año) tuvo su origen en el regadío evaluado.

La masa de sales y nitrato exportada fue máxima en el lluvioso año 2004 (6,00 t/ha y 35 kg N-NO₃⁻/ha), para descender progresivamente en 2005 (5,42 t/ha y 28 kg N-NO₃⁻/ha) y 2006 (4,35 t/ha y 18 kg N-NO₃⁻/ha) a causa de la sequía, e incrementarse ligeramente en 2007 (4,60 t/ha y 24 kg N-NO₃⁻/ha).

El Índice de aprovechamiento de agua en Bardenas fue alto (83%), alcanzando máximos en torno al 95% en épocas de sequía (2005). Este dato es un 30% superior al obtenido en parcelas o pequeñas cuencas del mismo sistema (Causapé et al., 2004b, Lecina et al., 2005) debido a la intensa reutilización del agua de drenaje que se hace a escala global en Bardenas (usos en cascada).

Desde 2004, los índices de contaminación por sales y nitrato se redujeron un 15 y un 23% respectivamente, indicando una progresiva disminución del impacto agroambiental inducido por el regadío de Bardenas. No obstante, aunque los índices de aprovechamiento de agua y contaminación salina se encontraron al nivel de modernos regadíos bien gestionados como los de Monegros II, el índice de contaminación por nitratos todavía fue un 24% superior y los cultivos sufrieron cierto estrés hídrico, particularmente, en épocas de sequía.

La presencia de suelos muy permeables y de baja capacidad de retención de agua dificultó la obtención de altas eficiencias de riego a nivel de parcela en los regadíos por inundación de Bardenas. Un mayor control del calendario y dosis de riego requeriría la transformación a riego presurizado. Además, el sobredimensionamiento de la red de tuberías posibilitaría el riego sólo en horas de baja temperatura y velocidad del viento, condiciones que minimizarían las pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión (Playán et al., 2005).

No obstante, cambios en la gestión del riego por inundación, de turnos a la demanda, o la facturación por consumo de agua en vez de por superficie regada son medidas mucho más baratas que han reducido a la mitad el agua, sales y nitrato exportados en una pequeña cuenca de la CR_v (Causapé y Clavería, 2007).

Una mayor regulación de escorrentías de lluvia y retornos de riego que incremente su reutilización, así como el uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas para el riego, tal y como apunta Causapé (2008d) en acuíferos de Bardenas, son medidas que también incrementarían la eficiencia global del sistema.

Cualquier mejora en la eficiencia de riego en parcela posibilitará una mayor eficiencia en la aplicación de fertilizantes nitrogenados y por tanto una disminución de la contaminación por nitratos que es el principal problema agroambiental de Bardenas. No obstante, se ha de tener en cuenta que un incremento en la eficiencia de riego en parcela también conlleva un descenso del volumen de drenaje que en Bardenas es intensamente reutilizado aguas abajo para el riego.

Por tanto, en contra de lo que dicen algunos informes acerca de la innecesidad de recrecimiento del embalse de Yesa (Arrojo, 2004), un incremento de la eficiencia de riego en parcela no reducirá sensiblemente las necesidades de abastecimiento a Bardenas o incluso podría aumentarlas si la modernización del sistema conlleva la anulación del déficit hídrico, la implantación de dobles cosechas y/o el desarrollo de los cultivos más rentables y por tanto con mayores necesidades hídricas. La masa de sales exportadas tampoco se reduciría sensiblemente aunque si que podría favorecer a las comunidades que se abastecen de retornos de salinidad comprometida, ya que se les aportaría agua de riego directamente del Canal de Bardenas y por tanto de mejor calidad.

Así pues, las mayores ventajas de la modernización de Bardenas no estarán relacionadas con un mayor aprovechamiento del agua ni la reducción de la contaminación por sales, sino del mayor aprovechamiento de fertilizantes con la consiguiente reducción de la contaminación por nitratos y de las mejoras en las producciones y condiciones de trabajo de los agricultores, algo fundamental para la sostenibilidad del sector agrario.

En definitiva, el desarrollo de una metodología común para la evaluación agroambiental de los regadíos, su implementación en una herramienta informática de fácil manejo y los buenos resultados obtenidos con ella en la experiencia piloto de Bardenas, ofrece suficientes garantías de éxito de cara a la implantación de una Red de Control de los Regadíos que aporte la información necesaria para una adecuada planificación y gestión hidrológica de la cuenca del Ebro.

6.2. Recomendaciones para la investigación futura.

Una vez finalizada con éxito la experiencia piloto de Bardenas, ReCoR-Ebro debería ser ampliado al resto de regadíos de la cuenca del Ebro, de tal forma, que con 6-10 unidades de red se cubriese el 70-90% del área regable.

El diseño definitivo de ReCoR-Ebro debería tener en cuenta la red foronómica de Confederación Hidrográfica de manera que abaratase el coste. Las estaciones de aforo que controlen el mayoritario drenaje de las diferentes unidades de red, deberían ser complementadas con equipos de medición de los principales contaminantes.

En este sentido al control inicial de la salinidad y concentración de nitrato, principales problemas agroambientales de la cuenca del Ebro, se les debería añadir otra serie de contaminantes de origen agrario (fosfatos, pesticidas,...).

En vez de utilizar los clásicos muestreadores automáticos sería conveniente la instalación de equipos de medición "in situ" con elevada frecuencia de toma de datos que minimice los errores. Una medida por hora en vez de diaria permitiría cuantificar con mucha más precisión los picos ocasionados por intensas lluvias que suponen un elevado porcentaje del volumen total de drenaje. Asimismo, los análisis químicos "in situ" en lugar de en laboratorio anularía los errores asociados al tiempo de almacenamiento de las muestras en campo.

Con una adecuada infraestructura de telemedida y la aplicación EMR, un solo técnico especializado sería más que suficiente para el mantenimiento de la red, el análisis de datos y la obtención de resultados anuales. Dado que la capacidad de regulación de los sistemas dificulta la correlación anual entre variables climático-agronómicas y el drenaje, se recomienda que los resultados se valoren tras varios años de seguimiento y que las tendencias en la evolución del aprovechamiento de agua y contaminación inducida por el regadío se analicen con índices anualmente acumulados (medias móviles).

La expansión de ReCoR-Ebro en el espacio (toda la cuenca del Ebro) y en el tiempo (varios años hidrológicos) permitirá cuantificar la calidad del riego e impacto agroambiental mediante los índices de aprovechamiento de agua y contaminación por sales y nitratos.

Estos índices podrían ser incorporados a la legislación vigente fijando valores “objetivo” a cumplir por los regadíos. Ello ocasionaría un efecto dominó por el cual las propias comunidades de regantes establecerían sus redes de control interno en busca de depurar responsabilidades. Prueba de ello es que la Comunidad General de Regantes del Canal de Bardenas ya ha subdividido el territorio que gestiona en seis subcuencas (ReCoR-Bardenas) que evalúa independientemente desde 2006 (Causapé et al., 2007).

Aunque la Red de Control de los Regadíos del Ebro esta pensada para depender únicamente de datos públicos, es muy conveniente contar con la colaboración de las Comunidades de Regantes que en definitiva son las principales beneficiarias de los resultados que ReCoR-Ebro puede aportar.

Mientras se ejecute la expansión de ReCoR-Ebro, que requiere una actividad más técnica que investigadora, y se recopilé información que permita minimizar el impacto potencial de los regadíos del Ebro, la actividad investigadora futura debería profundizar en el conocimiento del impacto real que un determinado regadío ejerce sobre ecosistemas acuáticos concretos que se desee proteger (acuíferos, humedales, ríos).

En este sentido, los índices de contaminación propuestos deberían ser complementados con factores relativos a la vulnerabilidad propia del sistema receptor y buscar nuevas soluciones que compatibilicen la actividad agraria con el buen estado ecológico de los recursos hídricos basadas en la relación regadío-sistema receptor.

Referencias

- Abrahão R., Clavería I., Causapé J., García I. 2008. La transformación en riego del sector XII de Bardenas II (Zaragoza). Impacto ambiental en su segundo año bajo riego. Actas del XXVI Congreso Nacional de Riegos de Huesca. 59-60.
- Aladin N., Plotnikov, I. 2003. Antropogenic changes in the Aral Sea Ecosystem. Fifth International Conference on Environment Future, Zurich (Switzerland).
- Allen R., Pereira L., Raes D., Smith M. 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper nº 56. FAO. Roma (Italia). 300 pp.
- Aragüés R., Tanji K. 2003. Water quality of irrigation return flows. In: Encyclopaedia of Water Science, Marcel Dekker Inc. 502-506.
- Arrojo P. 2004. Alternativa sostenible al recrecimiento de Yesa. Informe de la Fundación Nueva Cultura del Agua. 56 pp.
- Barragán J., Cots L., Pla I. 2001. Estudio de los aspectos cuantitativos y cualitativos de los retornos de las aguas de excedentes de riego y calidad ambiental de las mismas. Oficina de Planificación Hidrológica. Confederación Hidrográfica del Ebro. Documento interno.
- Basso L. 1994. Los retornos salinos del polígono de riego Bardenas I y su contribución a la salinización de los ríos Arba y Riguel. Tesis doctoral, Universidad de Zaragoza, Facultad de Filosofía y Letras. Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. 224 pp.
- Beltran J. 1999. Irrigation with saline water: benefits and environmental impact. *Agricultural Water Management*. 40(2-3): 183-194.
- Betrán J. 2006. Revisión de la fertilización nitrogenada. Fertilización nitrogenada. Guía de actualización. Informaciones Técnicas. Centro de Investigación y Tecnología agroalimentaria. Ed. Gobierno de Aragón. 196 pp.
- Boletín Oficial de Aragón. 1997. Zonas vulnerables y código de buenas prácticas agrarias de Aragón. (BOA del 11 de junio de 1997).
- Boletín Oficial de Aragón. 2001. Programas de actuación de obligado cumplimiento en zonas vulnerables de Aragón. (BOA del 3 de enero de 2001).
- Bower C., Wilcox L. 1965. Soluble salt. In: *Methods of soil analysis. Chemical and Microbiological Agronomy nº 9. American society of agronomy. Part 2.* 933-951 pp.
- Bussière M., Mehl A. 2008. China's and India's roles in global trade and finance: twin titans for the new millennium? Occasional paper series. European Central Bank. 45 pp.
- Cai X., McKinney D., Rosegrant M. 2003. Sustainability analysis for irrigation water management in the Aral Sea region. *Agricultural Systems*. 76(3): 1043-1066.

- Canela Ll., Barragán J., Montserrat J. 1991. Evaluación del riego por tablares en la colectividad de Linyola Canal de Urgell (Lleida). Riegos y Drenajes nº 50: 24-28.
- Causapé J. 2002. Repercusiones medioambientales de la agricultura sobre los recursos hídricos de la comunidad de regantes nº V de Bardenas (Zaragoza). Tesis Doctoral. Departamento de Ciencias de la Tierra de la Universidad de Zaragoza. 153 pp.
- Causapé J., Quílez D., Aragüés R., 2004a. Salt and nitrate concentrations in the surface waters of the CR V irrigation district (Bardenas I, Spain): diagnosis and prescriptions for reducing off-site contamination. *Journal of Hydrology*. 295: 87-100.
- Causapé J., Quílez D., Aragüés R., 2004b. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level. I: Irrigation quality. *Agricultural Water Management*. 70: 195-209.
- Causapé J., Quílez D., Aragüés R., 2004c. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level. II: salt and nitrate loads in irrigation return flows. *Agricultural Water Management*. 70: 211-218.
- Causapé J., Auqué L., Gimeno M^a J., Mandado J., Quílez D., Aragüés R. 2004d. Irrigation effects on the salinity of the Arba and Riguel rivers (Spain): present diagnosis and expected evolution using geochemical models. *Environmental Geology*. 45 (5): 703-715.
- Causapé J., Quílez D., Aragüés R. 2006. Irrigation efficiency and quality of irrigation return flows in the Ebro River Basin: An overview. *Environmental Monitoring and Assessment*. 117: 451-461.
- Causapé J., Clavería I., 2007. Drought as an agri-environmental determinant of irrigation land. The case of Bardenas (Spain). *Environmental Geology*. 51(7): 1213-1220.
- Causapé J., Clavería I., García Vera M.A., Ferrer C., Rodríguez J., Hortal J., Jarauta E., Redondo R., Usán A. y Pérez S. 2007. Red de control agroambiental de los regadíos de Bardenas. ReCoR-Bardenas. Actas del XXV Congreso Nacional de Riegos de Pamplona. Asociación Española de Riegos y Drenajes.
- Causapé J., Perez S. 2007. Evaluador Medioambiental de Regadíos. EMR 1.0. Manual de Usuarios. 26 pp.
- Causapé J. 2008a. A computer-based program for the assessment of water-induced contamination in irrigated lands. *Environmental Monitoring and Assessment*. Published on line Doi: 10.1007/s10661-008-0584-z.
- Causapé J. 2008b. Agro-environmental evaluation of irrigation land. I: Water use in Bardenas Irrigation District (Spain). *Agricultural Water Management*. Published on line Doi:10.1016/j.agwat.2008.08.004.
- Causapé J. 2008c. Agro-environmental evaluation of irrigation land. II: Pollution induced by Bardenas Irrigation District (Spain). *Agricultural Water Management*. Published on line Doi:10.1016/j.agwat.2008.09.004.

- Causapé J., 2008d. Irrigation Agriculture and Groundwater. The case of Miralbueno Aquifer (Spain). Spanish Journal of Agricultural Research. 6(1): 137-144.
- Cavero J., Beltrán A., Aragüés R. 2003. Nitrate exported in the drainage water of two sprinkler irrigated watershed. J. Environmental Quality 32: 916-926.
- Cots Ll., Montserrat J., Borrás E., Barragán J. 1993. Evaluación del uso del agua en la zona de "Les Planes" (430 ha) del término municipal de Arbeca (Colectividad nº 13 de los Canales de Urgell, Lleida). XI Jornadas Técnicas sobre Riegos. Asociación Española de Riegos y Drenajes. Valladolid. 178-185.
- CHE. 1996. "Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro". Disponible en <http://oph.chebro.es/PlanHidrologico/inicio.htm>.
- CHE. 1998. Red de control de calidad de aguas subterráneas. Consultor: Carmen Costa Alandí. Documento interno.
- CHE. 2001a. Asistencia técnica para la red de control de calidad de aguas subterráneas. Estudio hidrogeoquímico y estadístico de los datos analíticos, propuesta de mejora. Consultor: Zamaltea. Documento interno.
- CHE. 2001b. Hidrogeoquímica de las aguas subterráneas de la Cuenca del Ebro: descripción de los principales procesos químicos. Consultor: Isabel Morer Camo. Documento interno.
- CHE. 2002. Caracterización hidroquímica de las aguas de la cuenca del Ebro: Marco General y Dominio Central Ibérico. Consultor: Isabel Morer Camo. Documento interno.
- Custodio E., Llamas M. 1983. Hidrología Subterránea. Ediciones Omega. 2.290 pp.
- Díaz R. 2007. Overview of Hypoxia around the World. Journal of Environmental Quality. 30: 275-281.
- European Union. 1991. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Official Journal L 375, 31/12/1991: 1-8.
- European Union. 1998. Council Directive 98/83/CE of 3 November 1998 imposed to the surface waters devoted to the production of water for human consumption. Official Journal L 330, 5/12/1998. 32-54.
- European Union. 2000. Directive 2000/60 of the European Parliament and of the Council establishing a framework for community action in the field of water pollution. Official Journal L327, 22/12/2000. 1-72.
- European Union, 2006. Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration. Official Journal L372/19, 27/12/2006. 19-31.
- FAO. 2003. Gestión del agua hacia el 2030. www.fao.org/ag.

- Gehl R., Schmidt J., Stone L., Schlegel A., Clark, G. 2005. In situ measurements of nitrate leaching implicate poor nitrogen and irrigation management on sandy soils. *Journal of Environmental Quality* 34(6): 2243-2254.
- Hair J., Anderson R., Tatham R., Black W., 1999. *Análisis Multivariante*. Prentice Hall Iberia, 5ª ed. Madrid. 832 pp.
- Henderson J. 2008. What is driving food price inflation? *Main street economist*. Federal reserve bank of Kansas city. 5 pp.
- Instituto Nacional de Estadística. 2003. *Censo Agrario 1999*. [CD-ROM], Madrid.
- Instituto Tecnológico Geominero de España. 1985. *Investigación de los recursos hidráulicos totales de la cuenca del Arba*. Documento interno.
- Isaaks E., Srivastava R., R. 1989. *An introduction to applied geostatistics*. Oxford University, Nueva York, 561 pp.
- Isidoro D. 1999. *Impacto del regadío sobre la calidad de las aguas del barranco de La Violada (Huesca): salinidad y nitratos*. Tesis doctoral, Universidad de Lérida, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria. 267 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 (2): 123-142.
- Isidoro D., Quílez D., Aragüés R. 2006a. Environmental Impact of Irrigation in La Violada District (Spain): I. Salt Export Patterns. *Journal Environmental Quality* 35: 766-775.
- Isidoro D., Quílez D., Aragüés R. 2006b. Environmental Impact of Irrigation in La Violada District (Spain): II. Nitrogen Fertilization and Nitrate Export Patterns in Drainage Water. *Journal Environmental Quality* 35: 776-785.
- Jiménez R., Lamo de Espinosa J. 1998. *Agricultura sostenible*. Mundiprensa Madrid. 616 pp.
- Lasanta T., Mosch W., Pérez-Rontomé M.C., Navas A., Machín J., Maestro M. 2002. Effects of irrigation on water salinization in semi-arid environments. a case study in Las Bardenas, Central Ebro Depression, Spain. *Environmental change and water sustainability*. García-Ruíz J.M., Jones A., Arnáez J. Eds. Instituto Pirenaico de Ecología. 198-218.
- Lecina S., Montserrat J., Cots LI. 2000a. El uso del agua en el regadío de Flumen (I). Zona noroccidental de la Acequia de Rufas (Huesca). *Riegos y Drenajes XXI*. 111: 42-44.
- Lecina S., Montserrat J., Cots LI. 2000b. El uso del agua en el regadío de Flumen (II). Zona noroccidental de la Acequia de Rufas (Huesca). *Riegos y Drenajes XXI*. 112: 54-57.
- Lecina S., Isidoro D., Dechmi F., Causapé J., Playán E., Faci J., Laplaza J. 2001. Evaluación de los riegos de la Comunidad de Regantes V del Canal de Bardenas. *XIX Congreso Nacional de Riegos y Drenajes (AERYD)*. Zaragoza 2001. *Actas del Congreso*. 169-170.

- Lecina S., Playán E., Isidoro D., Dechmi F., Causapé J., Faci J. 2005. Irrigation evaluation and simulation at the Irrigation District V in Bardenas (Spain). *Agricultural Water Management*. 73: 223-245
- Lorente M. 2007. La inflación y los alimentos. *El periódico*. 20 de Noviembre de 2005. Página 5.
- Martinez-Cob A. 2004. Revisión de las necesidades hídricas netas de los cultivos de la cuenca del Ebro. 111 pp. Documento interno CHE.
- Maté L., Cruz J., Cruz L. 1994. Evaluación de la eficiencia de un polígono de riego en la zona del Canal de Aragón y Cataluña y estimación del ahorro potencial de agua de riego debido a la aplicación de la técnica de refinado láser y al aumento del módulo de agua disponible. *Acta Symposium Nacional sobre presente y futuro de los regadíos españoles*. Documento interno.
- Maté L., Ruíz M., San Martín J., Aguarales M. 1997. Determinación de la eficiencia del riego por inundación y de los volúmenes extraídos por el sistema radicular del cultivo de maíz a distintas profundidades, con auxilio de la sonda de neutrones, en una parcela refinada por el método láser. CHE. 7 pp. Documento interno.
- MIMAM. 2006. Síntesis de los estudios generales de las demarcaciones hidrográficas en España. *Planificación Hidrológica. Programa AGUA*. Madrid. 676 pp.
- Nadal E., Lacas M. 1998. Eficiencia de los regadíos en el sistema de riegos del Alto Aragón. *Aguas de la cuenca del Ebro S.A.* 158 pp. Documento interno.
- OMS. 2004. Guías para la calidad del agua potable. Volumen 1. Recomendaciones. *Organización Mundial de la Salud*. Ginebra, 2004.
- Orús F., Sin, E. 2006. El balance del nitrógeno en la agricultura. Capítulo 1 en *Fertilización Nitrogenada. Guía de actualización. Informaciones Técnicas*. Centro de Transferencia Agroalimentaria. Ed. Gobierno de Aragón. 196 pp.
- Playán E., Slatni A., Castillo R., Faci, J. 2000. A case study for irrigation modernisation: II. Scenario Analysis. *Agricultural Water Management*, 42: 335-354.
- Playán E., Salvador R., Faci J., Zapata N., Martínez-Cob A., Sánchez, I. 2005. Day and night wind drift and evaporation losses in sprinkler solid-sets and moving laterals. *Agricultural Water Management*. 76(3): 139-159.
- Quílez D., 1998. La salinidad en las aguas superficiales de la cuenca del Ebro: análisis del impacto potencial del regadío de Monegros II. Tesis doctoral, Universidad de Lérida, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria. 351 pp.
- Quevauviller P. 2007. La directiva de las aguas subterráneas: Visión desde la Comisión Europea. *Jornadas de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos Grupo Español sobre: Las aguas subterráneas en España ante las Directivas Europeas: Retos y Perspectivas*. 2-15.
- Renault D., Wallender W. 2004. Nutritional Water Productivity and Diets: From <Crop per drop> towards <Nutrition per drop>. *Agricultural Water Management*. 45: 275-296.

- 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.
- Scavia D., Bricker S. 2006. Coastal eutrophication assessment in the United States. *Biogeochemistry* 79(1-2): 187-208.
- Tedeschi A., Beltrán A., Aragüés R. 2001. Irrigation management and Hydrosalinity balance in a semi-arid area of the middle Ebro River Basin (Spain). *Agricultural Water Management*. 49: 31-50.
- Wang B. 2006. Cultural eutrophication in the Changjiang (Yangtze River) plume: History and perspective. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 69(3-4): 471-477.
- Wichelns D. Oster, J. 2006. Sustainable irrigation is necessary and achievable, but direct costs and environmental impacts can be substantial. *Agricultural Water Management*. 86(1-2): 114-127.
- Zapata N. 2002. Estudio del uso del agua en la Comunidad de Regantes de Tarazona. Propuestas de mejora. Oficina del Regante. DGA. 21 pp. Documento interno.
- Zapata N., Ederra I. 2002. Estudio del uso del agua en la comunidad de regantes de la acequia Bayunga: Antes y después de la modernización. *Actas del XX Congreso Nacional de Riegos*. Ciudad Real. 141-144.

Glosario de abreviaturas.

- A:** Almacenamiento de agua en el sistema.
- AB:** Flujo hídrico a través del Río Arba de Biel.
- AC:** Flujo hídrico a través de las ACequias laterales (Figuieruelas y Miralbueno) que puentean la estación de aforos del Arba en Tauste.
- AL:** Flujo hídrico a través del Río Arba de Luesia.
- AP:** Abastecimiento Poblaciones.
- AT:** Flujo hídrico a través del Río Arba en Tauste.
- AU:** Agua Útil disponible para las plantas en el suelo.
- AU_i:** Agua Útil inicial.
- AU_f:** Agua Útil final.
- BAS:** Balance de Agua en el Suelo.
- CE:** Conductividad Eléctrica a 25°C.
- CE_e:** Conductividad Eléctrica extracto saturado.
- CE_{NR}:** Conductividad Eléctrica en periodo de No Riego.
- CHE:** Confederación Hidrográfica del Ebro.
- CR:** Comunidad de Regantes.
- CR_{I-XI}:** Comunidad de Regantes I a XI.
- CR_{SB}:** Comunidad de Regantes de San Bartolomé.
- CR_{LV}:** Comunidad de Regantes de Las Vegas de Ejea.
- CR_{HA}:** Comunidad de Regantes Huertas Altas de Tauste.
- CR_{RI}:** Comunidad de Regantes del río Riguel.
- CR_{BA}:** Comunidad de Regantes de El Bayo.
- CR_{SA}:** Comunidad de Regantes de Santía.
- CRAD:** Capacidad de Retención de Agua en el suelo Disponible para las plantas.
- CV:** Coeficiente de Variación.
- D:** Drenaje propio del sistema.
- D_{BAS}:** Drenaje estimado por el balance de agua en el suelo.
- D_R:** Drenaje procedente del Riego.
- D_S:** Sales exportadas en el drenaje.
- D_N:** Nitrato exportado en el drenaje.
- DH:** Déficit Hídrico.
- DP:** Depuradora de Ejea.
- d_i:** Distancia.euclídea
- E:** Entradas.
- EL:** Flujo hídrico para generar Electricidad en minicentral de Cinco Villas y posteriormente vertido al río Arba sin ser utilizado para el riego.
- EMEP:** European Monitoring and Evaluation Program.
- EMR:** Evaluador Medioambiental de Regadíos.
- EN:** Eficiencia de aplicación del Nitrógeno.

EPA: Environmental Protection Agency.
ER: Eficiencia de Riego.
ET_C: Evapotranspiración Potencial.
ET₀: Evapotranspiración de referencia.
ET_R: Evapotranspiración Real.
EU: European Union.
EUCA: Eficiencia en el Uso Consuntivo del Agua.
FD_R: Fracción de Drenaje del Riego.
FAO: Food and Agriculture Organization.
FHE: Flujos Hídricos Entrantes.
FHS: Flujos Hídricos Salientes.
HR: Humedad Relativa.
[HCO₃⁻]: Concentración de bicarbonato.
IAA: Índice de Aprovechamiento del Agua.
ICN: Índice de Contaminación por Nitratos.
ICS: Índice de Contaminación por Sales.
ITGE: Instituto Tecnológico y Geominero de España.
Kc: Coeficiente de Cultivo.
MIMAM: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
NF: Necesidades de Fertilización.
NHn: Necesidades Hídricas netas.
[NO₃⁻]: Concentración de nitrato.
OMS: Organización Mundial de la Salud.
P: Precipitación.
PAC: Política Agraria Comunitaria.
PEA: Perdidas por Evaporación y Arrastre del riego por aspersion.
P_{ef}: Precipitación efectiva.
R: Riego.
ReCoR-Ebro: Red de Control agroambiental de los Regadíos del Ebro.
RI: Flujo hídrico a través del río Riguel.
RS: Flujo hídrico proveniente del Resto de Secano.
S: Salidas.
SB: Flujo hídrico SuBterráneo a través del aluvial del Arba en Tauste.
SDT: Sólidos Disueltos Totales.
SIAR: Servicio Integral de Asesoramiento al Regante.
SR: Sistema de Riego.
TMDL: Total Maximum Daily Load.
TS: Tipo de Suelo.
v: Velocidad del viento.

Índice de tablas.

Tabla 1.1. Volumen de agua requerido para alimentar a la ciudad de Madrid según una dieta de supervivencia, vegetariana o rica en proteínas.

Tabla 2.1. Características de las 22 zonas de estudio seleccionadas con datos sobre eficiencia de riego: Nombre la zona regable, localización geográfica (zonas I, II, y III de la Fig. 2.1), superficie regable, escala del estudio, autores y año del estudio, sistema de riego (SR: porcentaje de superficie regable con sistemas de riego presurizados), adecuación del suelo al riego (TS: 1= inadecuado; 5= adecuado), eficiencia de riego (ER, %), y áreas regables agrupadas por el análisis Cluster en base a los valores de SR, TS y ER. Se presenta la ER media y el coeficiente de variación (CV, %) de cada grupo.

Tabla 2.2. Características de los 7 polígonos de riego seleccionados donde se ha cuantificado los flujos de retorno de riego: Nombre del área regable, localización geográfica (zonas I, II, y III de la Fig. 2.1), superficie regada, autores y año, sistema de riego (SR: porcentaje del área regada por riego presurizado), eficiencia de riego (ER), salinidad del suelo, volumen anual de retornos del riego, sólidos disueltos totales (SDT), concentración de nitrato ($[\text{NO}_3^-]$), masa de sales y masa de nitratos exportadas en los retornos de riego.

Tabla 3.2. Índice de Aprovechamiento de Agua (IAA), Conductividad Eléctrica del drenaje en época de no riego (CE_{NR}), Masa anual de sales exportada en el drenaje (D_S), Índice de Contaminación por Sales (ICS), Necesidades de Fertilización (NF), Masa anual de nitrato exportada en el drenaje (D_N) e Índice de Contaminación por Nitratos (ICN) para regadíos estudiados en Bardenas I, Monegros I y Monegros II (Tedeschi et al. 2001; Lasanta et al, 2002, Caverro et al, 2003, Causapé et al. 2004b-c, Isidoro et al. 2006a-b).

Tabla 4.1. Distribución de cultivos en el área regable de Bardenas incluida en la cuenca del Arba durante los cuatro años de estudio (2004-2007) y su media.

Tabla 4.2. Superficie media porcentual de cultivos y sistemas de riego (SR) en el área regable incluida en la cuenca del Arba por Comunidades de Regantes (IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, XI, El Bayo-BA, Huertas Altas de Tauste-HA, Las Vegas de Ejea-LV, Riguel-RI, San Bartolomé-SB, y Santía-SA) durante los años 2004, 2005, 2006 y 2007.

Tabla 4.3. Entradas (R-Riego, P-Precipitación, RI-Riguel, AL-Arba de Luesia, AB-Arba de Biel, RS-Resto Secano, EL-agua destinada a generar electricidad y posteriormente vertida al Arba sin uso para riego, AP-Abastecimiento a pequeñas poblaciones, y DP-Depuradora de Ejea), Salidas (ET-Evapotranspiración, AT-Arba en Tauste, PEA-Pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión, AC-Acequias laterales que puentean la estación del Arba en Tauste, SB-flujo subterráneo a través del aluvial del Arba) y error del balance de agua desarrollado en el área regable incluida en la cuenca del Arba para los cuatro años de estudio (2004-2007) y acumulados anualmente.

Tabla 4.4. Drenaje propio del sistema (D), drenaje estimado por el Balance de Agua en el Suelo (D_{BAS}) y error entre drenaje medido y estimado por BAS en el área regable incluida en la cuenca del Arba para los cuatro años de estudio (2004-2007) y acumulados anualmente.

Tabla 4.5. Necesidades Hídricas netas (NH_n), Eficiencia en el Uso Consuntivo de Agua (EUCA), Déficit Hídrico (DH), Fracción de Drenaje del Riego (FD_R) y Eficiencia de Riego (ER) para las CCR, y para el conjunto del sistema evaluado en los cuatro años de estudio y para periodo completo (2004-2007).

Tabla 5.1. Entradas (R-Riego, P-Precipitación, RI-Riguel, AL-Arba de Luesia, AB-Arba de Biel, RS-Resto Secano, EL-agua destinada a generar electricidad y posteriormente vertida al Arba sin uso para riego, AP-Abastecimiento a pequeñas poblaciones, y DP-Depuradora de Ejea), Salidas (AT-Arba en Tauste, AC-Acequias laterales que puentean la estación del Arba en Tauste, SB-flujo subterráneo a través del aluvial del Arba), diferencia entre entradas y salidas del balance de sales desarrollado en el área regable incluida en la cuenca del Arba para los cuatro años de estudio (2004-2007).

Tabla 5.2. Índice de Aprovechamiento de Agua (IAA), Conductividad Eléctrica del drenaje en época de no riego (CE_{NR}), Masa anual de sales exportada en el drenaje (D_S) e Índice de Contaminación por Sales (ICS) para el área regable incluida en la cuenca del Arba (Arba-Bardenas) y para los regadíos estudiados en Bardenas I (Lasanta et al, 2002; Causapé et al. 2004b-c), Monegros I (Isidoro et al. 2006a-b) y Monegros II (Tedeschi et al. 2001; Caveró et al, 2003).

Tabla 5.3. Entradas (R-Riego, P-Precipitación, RI-Riguel, AL-Arba de Luesia, AB-Arba de Biel, RS-Resto Secano, EL-agua destinada a generar electricidad y posteriormente vertida al Arba sin uso para riego, AP-Abastecimiento a pequeñas poblaciones, y DP-Depuradora de Ejea), Salidas (AT-Arba en Tauste, AC-Acequias laterales que puentean la estación del Arba en Tauste, SB-flujo subterráneo a través del aluvial del Arba), diferencia entre entradas y salidas (E-S) del balance de nitrato desarrollado en el área regable incluida en la cuenca del Arba para los cuatro años de estudio (2004-2007).

Tabla 5.4. Necesidades de Fertilización (NF), Drenaje propio del sistema (D), masa (D_N) y concentración de nitrato ([NO₃]_D) de éste e Índice de Contaminación por Nitratos (ICN) para el área regable de Bardenas incluida en la cuenca del Arba en los cuatro años del estudio (2004-2007).

Tabla 5.5. Índice de Aprovechamiento de Agua (IAA), Necesidades de Fertilización (NF), Masa anual de nitrato exportado en el drenaje (D_N) e Índice de Contaminación por Nitrato (ICN) para el área regable incluida en la cuenca del Arba (Arba-Bardenas) y para los regadíos estudiados en Bardenas I (Causapé et al. 2004b-c), Monegros I (Isidoro et al. 2006a-b) y Monegros II (Caveró et al, 2003).

Índice de figuras.

Fig. 1.1. Evolución del número de zonas costeras muertas detectadas entre 1960 y 2007 (Díaz, 2007).

Fig. 2.1. Distribución del área regable en la cuenca del Ebro que suma un total de 783.948 ha (www.chebro.es). Las áreas estudiadas se localizan en las zonas oeste (I), centro (II) y este (III).

Fig. 2.2. Relación entre la eficiencia de riego y las concentraciones y masas de sales y nitratos exportadas en siete regadíos estudiados de la cuenca del Ebro. Los símbolos sólidos se corresponden a los regadíos yesíferos y salinos.

Fig. 3.1. Croquis de una hipotética cuenca en la que el área regable a evaluar se reparte en cinco “zonas”, de las cuales parte de una de ellas se localiza en el exterior de la cuenca y por tanto no es evaluable en el proyecto.

Fig. 3.2. A- Relaciones entre el Índice de Aprovechamiento del Agua (IAA) y los Índices de Contaminación Salina (ICS) y por Nitratos (ICN). B- Relación entre la Eficiencia de aplicación de Nitrógeno (EN) y el Índice de Contaminación por Nitrato (ICN).

Fig. 4.1. Regadíos de Bardenas incluidos en la cuenca del Arba y mapa geológico.

Fig. 4.2. Precipitación y evapotranspiración de referencia (ET_0) mensual de la zona regable incluida en la cuenca del Arba durante los cuatro años de estudio (2004-2007) y media de todo el periodo de estudio.

Fig. 4.3. Evolución mensual de las entradas (riego, precipitación efectiva y no efectiva) y salidas (evapotranspiración y drenaje de la precipitación y riego) obtenida del balance de agua en el suelo durante los cuatro años de estudio (2004-2007).

Fig. 4.4. Evolución trimestral de la Eficiencia de Riego (ER) y Déficit Hídrico (DH) para el conjunto del sistema evaluado en los cuatro años de estudio (2004-2007).

Fig. 4.5. Evolución semestral del Índice de Aprovechamiento de Agua (IAA) para el conjunto del sistema evaluado en los cuatro años de estudio (2004-2007).

Fig. 5.1. Evolución mensual de las sales exportadas en el drenaje propio del sistema evaluado (D_S) y la contribución a éste de las sales introducidas con la precipitación (P), riego (R), y disolución de materiales geológicos (S-E).

Fig. 5.2. Índice de Contaminación por Sales (ICS) del área regable incluida en la cuenca del Arba en los cuatro años de estudio (2004-2007) y anualmente acumulado.

Fig. 5.3. Masa de nitrato exportada en el drenaje propio del sistema (D_N), Necesidades de Fertilización (NF) e Índice de Contaminación por Nitratos (ICN) anualmente acumulados para los cuatro años de estudio (2004-2007) en el área regable incluida dentro de la cuenca del Arba.

