



**Universidad  
Zaragoza**

Departamento de Ciencias Agrarias y del  
Medio Natural



Unidad de Suelos y Riegos

*TESIS DOCTORAL*

# **IMPACTO DE LA MODERNIZACIÓN DEL REGADÍO SOBRE LA CANTIDAD Y CALIDAD DE LOS RETORNOS DE RIEGO**



**M<sup>a</sup> Teresa Jiménez Aguirre**

**Zaragoza, 2017**





Departamento de  
Ciencias Agrarias  
y del Medio Natural  
**Universidad Zaragoza**



**Programa de Doctorado:**

Ciencias Agrarias y del Medio Natural

***TESIS DOCTORAL***

# **IMPACTO DE LA MODERNIZACIÓN DEL REGADÍO SOBRE LA CANTIDAD Y CALIDAD DE LOS RETORNOS DE RIEGO**

Memoria presentada por **M<sup>a</sup> Teresa Jiménez Aguirre**

En satisfacción de los requisitos para optar al grado de Doctor

Directores:

Daniel Isidoro Ramírez

Asunción Usón Murillo

Zaragoza, 2017



*A mis padres*



*“Le mieux est l'ennemi du bien”*  
*“Lo mejor es enemigo de lo bueno”*  
*Voltaire (1694-1778)*



## AGRADECIMIENTOS

En este momento, tan lejano e inalcanzable en ciertas ocasiones, te das cuenta de todas esas personas que han participado en la realización de esta tesis haciéndola una realidad, y a las cuales quiero expresar mi más sincero agradecimiento:

En primer lugar a mis directores de tesis Daniel Isidoro Ramírez y Asunción Usón Murillo por su excelente dirección, los cuales me han dedicado buenos consejos y mucha paciencia. Sin su esfuerzo y dedicación esta tesis no habría sido posible.

Al personal de la Unidad de Suelos y Riegos del CITA: Tere, Lola N., Marisa, Marta, Laura1 y Laura2 por realizar todos los análisis de laboratorio y atender mis dudas, a Miguel, Jesús, Juanma y Ricardo por su destreza en los trabajos de campo, a Nacho por enseñarme a realizar muestreos, a Rosa por atender todas las problemáticas con los ordenadores, a Luis y Loli por todos los trámites administrativos, a Auxi, Ramón I., Raquel, Mónica, María, Noemí, Cristina y Alicia por los buenos ratos pasados en un momento u otro; y por supuesto, a Lola Q., por sus buenos consejos y por mantener unida esta familia que es este departamento, siguiendo los pasos de Ramón A.

A la Comunidad de Regantes de Almodévar por su inestimable colaboración, en especial a Felipe, Nati y Javier, y a los agricultores que han colaborado en la realización de las entrevistas y facilitado el acceso a las fincas para la realización de las calicatas.

A Julián Martínez Beltrán del Centro de Estudios Hidrográficos de Madrid (CEDEX) por su ayuda en el mundo de la fotointerpretación y por ser el responsable de que solicitase esta beca.

I wish to acknowledge the hospitality of Professor Timothy Gates, and his wife Valerie, at the Colorado State University and all his help and advice. Thanks are given to Meg Palmer for her friendly welcome and making me feel at home.

A mis amigos (familia) de la unidad Farida, Daniel y en especial Wafa y Marian (con sus dos pequeños anexos: Martín -nuestra pequeña tesis- y Guillén) que sin su apoyo, ánimo y buenos momentos han endulzado con valor estos años. Pero sobre todo a Bea, mi hermana en Zaragoza, compañera de despacho, viajes, preocupaciones, bailes y un largo etcétera, gracias por chocolatearme la vida y poner orden en ella... “¡Pero...haces muy bien en preguntar!”.

A todos mis amigos de agrónomos y amigas del pueblo o del colegio que han sabido cuando preguntar y cuando no, aunque Paco me avisó de lo que era esto de la investigación y aun así me metí con la tesis, muchas gracias por tus consejos y ánimos.

A mi hermano que me equipó contra el cierzo y por sus servicios de lanzadera Madrid-Zaragoza y especialmente a Ángel que desde la distancia ha aportado su granito de arena o todo un desierto más bien.

Y sobre todo a mis padres que me han guiado, apoyado, ayudado, empujado, levantado y por qué no, regañado si era necesario, en definitiva me lo han dado todo para que llegase este momento.

A todos ellos y a los que no salen en estas líneas, que no son pocos, muchas gracias.



Esta tesis se ha realizado en la Unidad de Suelos y Riegos (Unidad Asociada EEAD-CSIC) del Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) gracias a una beca predoctoral de Formación de Personal de Investigación (FPI-MICINN) asociada al proyecto “*Riego por aspersión: aplicación del agua, agronomía y flujos de retorno*” (AGL2010-21681-C03-03) cofinanciado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) y en el marco de ese proyecto.

La recogida de datos históricos se realizó también con fondos de los proyectos “*Diseño, gestión y control medioambiental de regadíos modernizados por aspersión en el Valle Medio del Ebro*” (AGL2013-48728-C2-2-R) del Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO), “*Insumos de producción y calidad de los retornos en un regadío de la cuenca media del Ebro*” (AGL2006-11860/AGR) del Ministerio de Ciencia e Innovación (MICINN), ambos cofinanciados por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), y “*Lixiviación de nitrato en diferentes cultivos agrícolas de regadío*” (SC95-031) del Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA), así como los convenios de colaboración con la Confederación Hidrográfica del Ebro (CITA-CHE) para “*Evaluación de la cantidad y calidad de los retornos de riego de Comunidad General de Riegos del Alto Aragón*” suscritos desde el año 2005 al 2015.



## RESUMEN

Los planes de regadío llevados a cabo en España durante los últimos 15 años están permitiendo el actual proceso de modernización de 1.5 Mha con el principal objetivo del ahorro de agua y la disminución de la contaminación difusa producida por el regadío. Sin embargo la modernización hace esperar un efecto rebote o “paradoja del regadío” y un mayor consumo de agua en las zonas modernizadas. En general, los estudios comparativos de los efectos ambientales de distintos sistemas de riego se basan en zonas diferentes con sistemas distintos y no permiten la comparación entre los efectos ambientales en una misma zona regable antes y después de la modernización. Por ello, se plantea la necesidad de analizar los efectos del proceso de modernización mediante el uso de datos reales y detallados en una misma zona de riego. De esta manera, el objetivo de esta tesis es evaluar las implicaciones de la modernización del sistema de riego de la Comunidad de Regantes de Almodóvar [AWUA; 4808 ha, la mayor dentro de la Zona Regable de La Violada (VID; 5234 ha)], modernizada en 2008-09 y con datos disponibles de la situación previa y posterior a la modernización.

Para esta evaluación se han empleado como herramientas fundamentales el balance de agua en la VID para la caracterización de los principales flujos de agua involucrados en el regadío, y el balance de agua en el suelo para determinar el consumo de los principales cultivos [Evapotranspiración real ( $ET_a$ ) del maíz, alfalfa y cereal]. Con los balances históricos (1992-2015) antes y después de la modernización del regadío, con las concentraciones de sales y nitrógeno en el drenaje de la VID (el B<sup>co</sup> Violada; 1995-98 y 2005-15) y con las encuestas de fertilización en ambos sistemas (1995-96 y 2006-15) se han establecido las eficiencias en el uso del agua y del nitrógeno para los principales cultivos de la AWUA y los indicadores hidrológicos, el balance de sales y la masa de nitrógeno exportada para la VID en riego por superficie y por aspersión.

De forma paralela, se realizó un mapa de suelos para la caracterización de las unidades de suelos y en ellas, las principales propiedades hidrológicas del suelo de la VID relacionadas con el manejo del riego. Esta caracterización permitirá, junto con la información detallada por parcela de riego y fertilización disponible en la nueva situación de riego por aspersión, realizar balances hídricos desagregados en la VID que resulten en un conocimiento más preciso del comportamiento hidrológico de la zona.

Comparando periodos con un mismo patrón de cultivos dominado por el maíz, la modernización supone para la VID un ahorro del 36% del volumen detráido para riego

(~37 hm<sup>3</sup>/año), una reducción de los flujos de retorno del 69% (~30 hm<sup>3</sup>/año) y un aumento del 20% del agua consumida por los cultivos (~6 hm<sup>3</sup>/año). Globalmente, implicó dejar disponible para otros usos en la cuenca un volumen de agua de 24 hm<sup>3</sup>/año de alta calidad. Los índices hidrológicos determinados a partir de los términos del balance, mejoraron sensiblemente con la modernización, entre ellos la eficiencia de riego se incrementó del 56% al 80%.

Las prácticas de riego y fertilización cambiaron considerablemente con la modernización, permitiendo menores dosis y mayores frecuencias; y aumentando el rendimiento obtenido de los cultivos (excepto en el cereal de invierno). El maíz (cultivo principal en la VID) es el cultivo que más redujo el aporte de nitrógeno (un 17%, ~72 kg/ha·año), aplicado en hasta cuatro coberturas con cierto solape entre éstas, de tal manera que prácticamente durante todo el ciclo del maíz se realizaron aportes de nitrogenados. Sin embargo, la masa de nitrógeno aportada se incrementó ligeramente (un 4%, ~30 Mg/año) debido a la introducción de las dobles cosechas. Además, la eficiencia de uso del agua en el maíz respecto al riego se incrementó en un 79% y respecto a la ET<sub>a</sub> en un 36%; y la eficiencia de uso del nitrógeno en un 75%.

La masa de sales exportadas se redujo un 68% (~13.6 Mg/ha·año) y la de nitrógeno un 72% (~82 kg/ha·año) tras la modernización, dada la escasa magnitud de los nuevos flujos de retorno. Sin embargo, no se detectó el aumento esperado de las concentraciones en estos flujos, posiblemente debido a la disolución del yeso presente en la VID (en cuanto a la concentración de sales) y a la reducción de las dosis de fertilizante (concentración de nitrato). En riego por superficie, el lavado de sales se producía especialmente en la estación de riego mientras que en aspersión, tiene lugar por igual a lo largo de todo el año, evitando que los mayores aportes de sales a las masas de agua se produzcan durante la época de menor caudal y mayor impacto medioambiental.

A partir de los resultados obtenidos en esta tesis se puede concluir que la modernización del sistema de riego representa una reducción del caudal devuelto a la cuenca, reduce la detracción de agua para riego y preserva la calidad de ésta. Como consecuencia deja un mayor volumen de agua disponible para otros usos posteriores y reduce de forma considerable los flujos de retorno del regadío y los contaminantes asociados a ellos. Además, se infiere que las masas de sales y nitrógeno emitidas por la VID dependen fundamentalmente del sistema de riego; aunque la masa emitida de nitrógeno depende también, en menor medida, de los cultivos dominantes.

## SUMMARY

The irrigation plans implemented in Spain in the last 15 years have allowed the ongoing modernization process of 1.5 Mha with the main alleged objective of saving water and decreasing the diffuse contamination from irrigated lands. Nevertheless, the modernization process is believed to produce a rebound effect or “irrigation paradox” and increase water consumption in the modernized areas. In general, the comparative environmental studies of different irrigation systems are based on different areas with different systems, not allowing for comparing the environmental effects in the same pre- and post-modernized irrigation district. Thus, there is a need to analyze the effect of the modernization process through the use of actual, detailed data from the same irrigation district. Therefore, the objective of this thesis is to evaluate the implications of the irrigation system modernization in the Almodévar Water User Association [AWUA; 4808 ha, the biggest inside the Violada Irrigation District (VID; 5234 ha)] modernized in 2008-09 and with pre- and post-modernization data available.

The main tools for this evaluation have been the water balance in the VID, to characterize the main irrigation water flows, and the soil water balance, to determine the main crops consumption [corn, alfalfa and cereal actual evapotranspiration (ET<sub>a</sub>)]. With the historical balances (1992-2015) before and after the irrigation modernization, the salt and nitrate concentrations in the VID drainage (Violada Gully; 1995-98 & 2005-15), and the fertilization surveys under both systems (1995-96 & 2006-10) the differences between the water and nitrogen use efficiencies for the main crops in the AWUA have been established, as well as the hydrological indicators, the salt balances, and the nitrogen mass exported in the VID for surface and sprinkler irrigation.

In parallel, the VID soil map was drawn to characterize the main soil units and therein, the main hydrological properties related to irrigation management. This hydrologic characterization along with the irrigation and fertilization information available at plot-level from the new sprinkler system, will allow setting up distributed hydrological models in the VID for an accurate knowledge of the district’s hydrologic behavior.

Comparing periods with the same crop pattern, dominated by corn, the modernization saved 36% of the irrigation water depleted (~37 hm<sup>3</sup>/year), decreased the irrigation return flows by 69% (~30 hm<sup>3</sup>/year) and an increased the consumptive use by the crops by 20% (~6 hm<sup>3</sup>/year) in the VID. Altogether, the modernization left a volume of 24 hm<sup>3</sup>/year of high quality water available for other uses in the basin. The hydrological

indexes determined from the water balance, were substantially improved with the modernization, among them, the irrigation efficiency increased from 56% to 80%.

The irrigation and fertilization management changed considerably with the modernization, allowing lower doses with higher frequencies, and increasing the crop yields (except for winter cereal). Corn (the main crop in VID) showed the highest decrease in nitrogen intake (17%; ~72 kg/ha·año, applied in up to four topdressings with some overlap among them so that nitrogen inputs took place during almost all the corn cycle). Nevertheless, the total nitrogen inputs slightly increased (4%; ~30 Mg/year) due to the introduction of double crops. Thus, the corn increased the irrigation-based water use efficiency by 79% and the ETa-based efficiency by 36%; and the nitrogen use efficiency by 75%.

The salt loads decreased by 68% (~13.6 Mg/ha·year) and the nitrogen loads by 72% (~82 kg/ha·año) after modernization, due to the reduced new irrigation return flows. However, the expected concentrations increase of these flows was not detected possibly due to the VID soil gypsum dissolution (for salt concentration) and to the decrease of the fertilization doses (for nitrate concentration). Under surface irrigation, the salts leaching was mainly produced during the irrigation season while under sprinkler irrigation it takes place all the year round, avoiding the higher salt loads to the water bodies during the period of lower flow and higher environmental impact.

On the basis of the results obtained in this thesis, it can be concluded that the modernization of the irrigation system represents a decrease in the flow restored to the basin, reduces the irrigation water depletion and preserves water quality globally. In this way, modernization leaves more water available for further uses and reduces hugely the irrigation return flows and the pollutant loads associated to them. Finally, it was inferred that the salt and nitrogen loads emitted from the VID depend mainly on the irrigation system, and second, in regard to nitrogen only, on the prevailing crops.

## ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS .....	i
RESUMEN .....	v
SUMMARY.....	vii
ÍNDICE GENERAL .....	ix
ÍNDICE DE TABLAS .....	xiii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xvii
<b>Capítulo I. INTRODUCCIÓN GENERAL.....</b>	<b>3</b>
I.1. Situación actual la agricultura de regadío.....	3
I.2. Agricultura de regadío en España.....	7
I.3. Contabilidad del agua en la modernización del regadío .....	8
I.4. Salinización del suelo y contaminación de las aguas asociado al regadío.....	10
I.5. Los balances de agua como herramienta de análisis.....	12
I.6. Cartografía detallada para la evaluación del regadío.....	13
I.7. Objetivos de la tesis.....	16
I.8. Estructura de la Tesis.....	17
I.9. Bibliografía.....	20
<b>Capítulo II. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO .....</b>	<b>31</b>
II.1. Localización de la zona de estudio.....	31
II.2. Clima .....	32
II.3. Clima edáfico .....	34
II.4. Geología .....	35
II.5. Geomorfología .....	38
II.6. Suelos .....	39
II.7. Sistema de riego .....	42
II.8. Cultivos predominantes.....	46
II.9. Periodos considerados para este estudio .....	48
II.10. Trabajos previos en la zona.....	49
II.11. Bibliografía.....	51
<b>Capítulo III. BALANCE HIDROSALINO Y NITRÓGENO EXPORTADO POR LOS RETORNOS DE RIEGO POR SUPERFICIE Y RIEGO POR ASPERSIÓN .....</b>	<b>57</b>
III.1. Introducción.....	57
III.2. Materiales y Métodos.....	59
III.2.1. Balance de agua mensual.....	60
III.2.2. Balance de sales mensual .....	64
III.2.3. Nitrato exportado mensualmente.....	66

III.2.4. Balances anuales y por periodos.....	67
III.2.5. Índices hidrológicos.....	67
III.2.6. Tratamiento estadístico.....	68
III.3. Resultados y Discusión.....	69
III.3.1. Balance de Agua.....	69
III.3.2. Balance de Sales.....	77
III.3.3. Nitrato exportado.....	88
III.3.4. Índices hidrológicos.....	96
III.4. Conclusiones.....	100
III.5. Bibliografía.....	103
<b>Capítulo IV. MANEJO DEL AGUA Y LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN RIEGO POR SUPERFICIE Y RIEGO POR ASPERSIÓN.....</b>	<b>109</b>
IV.1. Introducción.....	109
IV.2. Materiales y Métodos.....	111
IV.2.1. Riego.....	113
IV.2.2. Evapotranspiración.....	117
IV.2.3. Rendimiento.....	119
IV.2.4. Fertilización.....	120
IV.2.5. Eficiencias de uso.....	122
IV.2.6. Tratamiento estadístico.....	123
IV.3. Resultados y Discusión.....	124
IV.3.1. Riego de los principales cultivos.....	124
IV.3.2. Evapotranspiración y Rendimiento de los principales cultivos.....	127
IV.3.3. Fertilización Nitrogenada de los principales cultivos.....	129
IV.3.4. Riego y Evapotranspiración en la AWUA.....	141
IV.3.5. Nitrógeno aplicado en la AWUA.....	144
IV.3.6. Eficiencias agronómicas.....	146
IV.4. Conclusiones.....	151
IV.5. Bibliografía.....	153
<b>Capítulo V. SOIL VARIABILITY IN LA VIOLADA IRRIGATION DISTRICT (SPAIN): I DELINEATING SOIL UNITS FOR IRRIGATION.....</b>	<b>159</b>
V.1. Introduction.....	159
V.2. Site description.....	162
V.2.1. Climate.....	163
V.2.2. Geology and geomorphology.....	163
V.2.3. Irrigation system.....	164
V.2.4. Previous soil studies in the area.....	165
V.3. Materials and Methods.....	166
V.4. Results and Discussion.....	168
V.4.1. Description of the subgroups.....	170
V.4.2. Soil variability within VID.....	172
V.4.3. Thematic maps.....	176
V.4.4. Linking soil properties to irrigation management.....	181
V.5. Conclusions.....	182
V.6. Bibliography.....	183

<b>Capítulo VI. SOIL VARIABILITY IN LA VIOLADA IRRIGATION DISTRICT (SPAIN): II CHARACTERIZING HYDROLOGIC AND SALINITY FEATURES</b>	<b>191</b>
VI.1. Introduction .....	191
VI.2. Site Description .....	193
VI.2.1. The VID Soil Map.....	194
VI.3. Materials and Methods .....	194
VI.3.1. Soil data collection .....	194
VI.3.2. Statistical procedures.....	195
VI.4. Results and discussion .....	199
VI.4.1. Available Water Capacity and Hydraulic Conductivity .....	199
VI.4.2. Pedotransfer Functions .....	201
VI.4.3. Salinity and Sodicity .....	208
VI.4.4. Linking hydrologic features to irrigation practice and model applications .....	211
VI.5. Conclusions .....	213
VI.6. Bibliography .....	215
<b>Capítulo VII. CONCLUSIONES GENERALES</b> .....	<b>221</b>
<b>ANEJO. LISTADO DE ABREVIATURAS</b> .....	<b>233</b>



## ÍNDICE DE TABLAS

### **Capítulo II. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO**

- Tabla II.1. Unidades de Suelos definidas por Torres (1983) en la Zona Regable de La Violada: superficie total (ha), porcentaje de que ocupan y su localización dentro del la zona regable..... 41
- Tabla II.2. Longitud (km) y número de hidrantes en la Comunidad de Regantes de Almodóvar (AWUA) por zonas de bombeo (fuente AWUA). ..... 45
- Tabla II.3. Periodos de estudio considerados, tomando como base el año hidrológico. \*2010 puede considerarse dentro del periodo por aspersión para algunas determinaciones. . 49

### **Capítulo III. BALANCE HIDROSALINO Y NITRÓGENO EXPORTADO POR LOS RETORNOS DE RIEGO POR SUPERFICIE Y RIEGO POR ASPERSIÓN**

- Tabla III.1. Solidos Disueltos Totales (TDS; mg/L) de los principales flujos de entrada del balance de agua para los periodos considerados, entre paréntesis se presenta el número de muestras empleadas (N). Fuente: Barros et al. 2012b..... 65
- Tabla III.2. Media anual (letras diferentes representan diferencias significativas entre periodos,  $P < 0.05$ ), desviación estándar (SD) y coeficiente de variación (CV) de las principales componentes del balance de agua en la VID para los periodos de inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07), transformación (2008-10) y aspersión (2011-2015); y sus incrementos ( $\Delta$ ) respecto al periodo de inundación. El periodo de pre-transformación no está incluido en el ANOVA..... 72
- Tabla III.3. Volumen detráido para riego del Canal de Monegros en la VID para los periodos de riego por inundación, pre-transformación y riego por aspersión; con sus incrementos respecto al riego por inundación ( $\Delta$ ) y diferenciando entre estación de no riego (nIS) y estación de riego (IS). ..... 73
- Tabla III.4. Volumen perdido por las filtraciones de canales (CS) en la VID para los periodos de riego por inundación, pre-transformación y riego por aspersión; con sus incrementos respecto al riego por inundación ( $\Delta$ ) y diferenciando entre estación de no riego (nIS) y estación de riego (IS). ..... 74
- Tabla III.5. Volumen de agua drenado a través de la estación de aforos en la VID para los periodos de riego por inundación, pre-transformación y riego por aspersión; con sus incrementos respecto al riego por inundación ( $\Delta$ ) diferenciando entre estación de no riego (nIS)..... 74
- Tabla III.6 Volumen de agua de uso consuntivo ( $CU = ET_a + WDEL$ ) en la VID para los periodos de riego por inundación, pre-transformación y riego por aspersión; con sus incrementos respecto al riego por inundación ( $\Delta$ ) y diferenciando entre estación de no riego (nIS) y estación de riego (IS)..... 76
- Tabla III.7. Media anual (letras diferentes representan diferencias significativas entre periodos,  $P < 0.05$ ), desviación estándar (SD) y coeficiente de variación (CV) de las principales componentes del balance de sales en la VID para los periodos de inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07), transformación (2008-10) y aspersión (2011-2015); y sus incrementos ( $\Delta$ ) respecto al periodo de inundación El periodo de pre-transformación no está incluido en el ANOVA..... 79
- Tabla III.8. Total sales exportadas anualmente a través del B<sup>co</sup> de La Violada para los periodos de riego por inundación, pre-transformación y aspersión (separando los periodos 2011-12 y 2013-15); y sus incrementos respecto al riego por inundación ( $\Delta$ ) diferenciando entre estación de no riego (nIS) y estación de riego (IS). ..... 81

Tabla III.9. Balance salino mensual de la VID para los años correspondientes a los periodos de riego por inundación, pre-transformación y riego por aspersión. En negrita se destacan los meses de balance positivo. ....	84
Tabla III.10. Coeficientes de correlación entre las variables y los factores del análisis factorial para el balance de sales (SB). Las variables principalmente vinculadas con cada factor están en negrita. ....	85
Tabla III.11. Media anual (letras diferentes representan diferencias significativas entre periodos, $P < 0.05$ ), desviación estándar (SD) y coeficiente de variación (CV) de la concentración de Nitrato y Nitrato exportado por hectárea regada y total, en el caudal de salida de la VID para los periodos de inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07), transformación (2008-10) y aspersión (2011-2015); y sus incrementos ( $\Delta$ ) respecto al periodo de inundación. El periodo de pre-transformación no está incluido en el ANOVA. ....	90
Tabla III.12. Coeficientes de correlación entre las variables y los factores del análisis factorial para el balance de sales (SB). Las variables principalmente vinculadas con los factores están en negrita. ....	93
Tabla III.13. Media anual (letras diferentes representan diferencias significativas entre periodos, $P < 0.05$ ), desviación estándar (SD) y coeficiente de variación (CV) de la Fracción de Drenaje (DF), la Fracción Consuntiva (CF) y la Eficiencia de Riego (IEf) en la VID para los periodos de riego por inundación, transformación y riego por aspersión y sus incrementos respecto al riego por inundación. El periodo de pre-transformación no está incluido en el ANOVA. ....	97
 <b>Capítulo IV. MANEJO DEL AGUA Y LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN RIEGO POR SUPERFICIE Y RIEGO POR ASPERSIÓN</b>	
Tabla IV.1. Superficie media cultivada correspondiente a los principales cultivos en la AWUA (maíz, alfalfa, cereal y doble cultivo) y superficie media total cultivada en la AWUA para los años en los que se dispone de encuestas realizadas a los agricultores. ....	112
Tabla IV.2. Volumen de riego empleado en las regresiones para cada año y para cada grupo de meses definido. En letra difuminada se presentan los meses excluidos de las regresiones. La media grupal solo no considera los años excluidos. ....	114
Tabla IV.3. Diferencias ( $m^3/ha$ y %) entre el volumen de riego por inundación calculado por regresión y el proporcionado por la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). Las celdas sombreadas indican los valores a minimizar en el proceso de selección de grupos y variables para las regresiones. ....	115
Tabla IV.4. Ecuaciones de regresión obtenidas para determinar de la dosis de riego de cada cultivo en riego por inundación en función de la superficie regada de Maíz (Mz), alfalfa (Alf) y cereal (Ce); y el mes o grupo de meses del año. ....	115
Tabla IV.5. Número de encuestas realizadas a los agricultores de la AWUA en el periodo de riego por inundación (1995-96), pre-transformación (2006-07) y riego por aspersión (2010-15). ....	119
Tabla IV.6. Criterio para asignar fechas en caso de respuesta imprecisa por parte de los agricultores encuestados en la AWUA. ....	120
Tabla IV.7. Media, desviación estándar (SD), coeficiente de variación (CV) e incremento ( $\Delta_{90s}$ ) respecto al riego por inundación del riego aplicado de cada uno de los principales cultivos en la AWUA para cada periodo. ....	126

Tabla IV.8. Media, desviación estándar, coeficiente de variación e incremento respecto al riego por inundación ( $\Delta_{90s}$ ) de la  $ET_a$  para cada uno de los principales cultivos en la AWUA para cada periodo. Letras diferentes indican valores significativamente distintos para cada uno de los cultivos ( $P<0.05$ )..... 128

Tabla IV.9. Media, desviación estándar, coeficiente de variación e incremento (respecto al riego por inundación) del rendimiento obtenido de cada uno de los principales cultivos en la AWUA según el correspondiente periodo. Letras diferentes indican valores significativamente distintos para cada uno de los cultivos ( $P<0.05$ )..... 129

Tabla IV.10. Media, desviación estándar, coeficiente de variación e incremento (respecto al riego por inundación) del N aplicado a cada uno de los principales cultivos en la AWUA según el correspondiente periodo. Letras diferentes indican valores significativamente distintos para cada uno de los cultivos ( $P<0.05$ )..... 130

Tabla IV.11. Prácticas de fertilización del maíz y las DC-Maíz en la AWUA: Fecha media y dosis media ( $N_F$ ) de fertilización nitrogenada (kg N/ha) con sus desviaciones estándar (SD) y probabilidad de aplicación (p; %) de abonado orgánico y mineral (fondo y coberteras), en los periodos de riego por inundación (1995-96), pre-transformación (2006-07) y riego por aspersión (2010-2015)..... 133

Tabla IV.12. Prácticas de fertilización de la alfalfa y el cereal en la AWUA: Fecha media y dosis media ( $N_F$ ) de fertilización nitrogenada (kg N/ha) con sus desviaciones estándar (SD) y probabilidad de aplicación (p; %) de abonado orgánico y mineral (fondo y coberteras) para la alfalfa y el cereal, en los periodos de riego por inundación (1995-96), pre-transformación (2006-07) y riego por aspersión (2010-2015)..... 134

Tabla IV.13. Media anual (letras diferentes representan diferencias significativas entre periodos,  $P<0.05$ ), desviación estándar (SD), coeficiente de variación (CV) e incremento ( $\Delta_{90}$ ) respecto al riego por inundación del volumen de agua de riego facturado por la AWUA para los periodos de inundación (1992-2004), transformación (2005-07) y aspersión (2011-2015). El periodo de pre-transformación no está incluido en el ANOVA..... 142

Tabla IV.14. Media anual (letras diferentes representan diferencias significativas entre periodos,  $P<0.05$ ), desviación estándar (SD), coeficiente de variación (CV) e incremento ( $\Delta_{90}$ ) respecto al riego por inundación de la evapotranspiración anual producida en la AWUA para los periodos de inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07) y aspersión (2011-2015). El periodo de pre-transformación no está incluido en el ANOVA..... 142

Tabla IV.15. Nitrógeno total aportado (Mg) a los principales cultivos en la AWUA (maíz, alfalfa, cereal y doble cultivo); porcentaje de N total que representa el aporte de cada cultivo; Nitrógeno total aportado en la AWUA y su incremento respecto al riego por inundación para los periodos de riego por inundación (1995-96), pre-transformación (2005-07) y riego por aspersión (2011-15)..... 144

Tabla IV.16. Eficiencia de uso del agua respecto al riego (I-WUE;  $kg/m^3$ ) y respecto a la ET (E-WUA;  $kg/m^3$ ) y Eficiencia de uso del nitrógeno (NUE;  $kg/kg N$ ) y sus incrementos respecto al riego por inundación, para los periodos de riego por inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07) y riego por aspersión (2011-15); se presenta también el incremento porcentual respecto a los años 90 ( $\Delta_{90s}$ )..... 146

**Capítulo V. SOIL VARIABILITY IN LA VIOLADA IRRIGATION DISTRICT (SPAIN): I DELINEATING SOIL UNITS FOR IRRIGATION**

Table V.1. Surface area in hectares (and percentage of the VID) of the subgroups (A: Typic Calcixerept, B: Petrocalcic Calcixerept, C: Gypsic Haploxerept, D: Typic Xerorthent and E: Typic Xerofluvent) and particle size families [1: Fine, 2: Fine-silty, 3: Fine-loamy, 4: Coarse-loamy, 5: Loamy (shallow soils) and 6: Loamy-skeletal] defined at the Violada Irrigation District. The dominant units are highlighted..... 170

Table V.2. Descriptions of the subgroups described in the VID..... 171

Table V.3. Average sand, silt and clay fractions and, textural class for the five soil subgroups described in VID. Different letters show significant differences between subgroups by the LSD method test (P<0.05). ..... 174

Table V.4. Correlation coefficients between the soil properties and factors..... 175

**Capítulo VI. SOIL VARIABILITY IN LA VIOLADA IRRIGATION DISTRICT (SPAIN): II CHARACTERIZING HYDROLOGIC AND SALINITY FEATURES**

Table VI.1. Average Field Capacity, Wilting Point and Available Water Capacity (mm) for the A horizons, B horizons (from A horizon limit to down to 60 cm) and whole profile down to 60 cm for the different subgroups in the VID. Different letters show significant differences between subgroups (within each horizon and to 60 cm deep) by the LSD test (P<0.05). ..... 199

Table VI.2. Average results of the conductivity tests ( $K_s$ ; m/d) performed by subgroup and particle size family. Different letters under the same column indicate significant differences (P<0.05) between columns..... 200

Table VI.3. Field capacity and wilting point (% weight) pedotransfer functions for the General Model, each homogeneous zone submodel and the Distributed Model; upon the variables clay, silt and organic matter (%); adjusted coefficient of determination ( $R^2_{adj}$ ), root mean square error (RMSE), and number of data (N) of each model..... 202

Table VI.4. Pedotransfer functions for the natural logarithm of the hydraulic conductivity in m/d ( $\ln K_s$ ) on the variables sand, silt and GC (%): adjusted coefficient of determination ( $R^2_{adj}$ ), root mean square error (RMSE), and number of points used (N) for the general model, submodels (by zones and textures) and distributed model. .... 205

Table VI.5. Mean, standard deviation (SD) and number of samples (N) of  $EC_e$  (dS/m) and  $SAR_e$  [(mmolc/l)<sup>0.5</sup>] by subgroups and horizons..... 210

Table VI.6. Correlation coefficients between the salinity variables and factors. Coefficients higher than 0.75 are typed bold-face. .... 210

## ÍNDICE DE FIGURAS

### **Capítulo I. INTRODUCCIÓN GENERAL**

Fig. I.1. Mapa de extracción de agua dulce para la agricultura por países (FAO, 2016) .....	3
Fig. I.2. Evolución del contorno del Mar de Aral desde 1960 a 2016. (NASA, 2016) .....	4
Fig. I.3. Evolución de la superficie regada en España por tipo de riego desde 2002 hasta 2015 (MAPAMA, 2015a).....	7
Fig. I.4. Principales cultivos regados en España, Andalucía y Aragón en el año 2016 diferenciando entre secano y regadío (MAPAMA, 2016) .....	8
Fig. I.5. Suelos sobre litología salina o yesosa en la Cuenca del Ebro. (Elaboración propia a partir de datos de Lorenzo-Gonzalez et al., 2014 y CHE, 1976) .....	11

### **Capítulo II. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO**

Fig. II.1. La zona regable de La Violada, comunidades de regantes que la forman y cuenca hidrográfica del Barranco de La Violada, situada en la Cuenca del Ebro .....	31
Fig. II.2. Precipitación y, temperatura media, máxima y mínima anual desde 1964 a 2014 y evapotranspiración de referencia desde 1995 a 2014 en la VID.....	32
Fig. II.3. a) Diagrama ombrotérmico y b) Déficit hídrico [diferencia entre Evapotranspiración de referencia ( $ET_0$ ) y Precipitación media] para la Zona Regable de la Violada (VID)...	33
Fig. II.4. Mapa Geológico del Barranco de La Violada. Mapa Geológico Continuo España (1/50000) del Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE).....	36
Fig. II.5. Capa de yeso terciario (y detalle) bajo cultivo de cebada en la VID (Abril 2017). ....	37
Fig. II.6. Mapa geomorfológico de la VID, adaptado del Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE, 1995a, b). .....	39
Fig. II.7. Mapa de suelos de la VID según metodología FAO, realizado por Torres (1983). ....	40
Fig. II.8. Imágenes aéreas del Polígono de riego de La Violada (VID): a) Fotoplanos de la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) de 1927 antes de la transformación en riego; b) Ortofoto PNOA 2006 bajo riego por inundación; c) Ortofoto PNOA 2012 bajo riego por aspersión.....	43
Fig. II.9. Sistemas de riego en la VID: a) Tomas de riego y unidades de gestión que abastecen bajo riego por inundación (1934-2007) y b) zonas de bombeo y balsas del riego por aspersión (AWUA) y zonas de riego por inundación (CRT y CRG) (2010-2015).....	44
Fig. II.10. Obras de mejora en la red de riego de la Zona Regable de La Violada (VID): antigua (a) y nueva (b) toma del Canal de La Violada desde el Canal de Monegros; estación de bombeo (c); y balsa de regulación y canales nuevo y antiguo de La Violada (d).....	45
Fig. II.11. Evolución de la superficie de los principales cultivos en la VID (gráfico de áreas) y sus porcentajes (diagramas de sectores), indicando los periodos de estudio considerados en esta tesis. ....	47

### **Capítulo III. BALANCE HIDROSALINO Y NITRÓGENO EXPORTADO POR LOS RETORNOS DE RIEGO POR SUPERFICIE Y POR ASPERSIÓN**

Fig. III.1 Zona Regable de La Violada y comunidades de regantes que la forman. ....	59
Fig. III.2. Metodología general seguida para el cálculo del balance de agua y sales y el nitrato exportado. ....	60

Fig. III.3. Tomamuestras automático ISCO 6712C instalado desde 2005 en la estación de aforos del B <sup>co</sup> de La Violada.....	66
Fig. III.4. Principales componentes (m <sup>3</sup> /ha) del Balance de Agua en la VID para los periodos de riego por inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07), transformación (2008-2010) y riego por aspersión (2011-15).....	70
Fig. III.5. Evolución a lo largo del año del riego aplicado y su desviación estándar (barras verticales) para los periodos de inundación (1955-98) y riego por aspersión (2011-15). Los asteriscos indican los meses con diferencias significativas entre riego por inundación (1995-98) y aspersión (2011-15) diferenciando la estación de no riego (nIS) y la estación de riego (IS). .....	73
Fig. III.6. Comparativa del volumen drenado por la estación de aforos en la estación de no riego (nIS) y la estación de riego (IS) para los periodos de riego por inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07) y riego por aspersión (2011-15). .....	75
Fig. III.7 Evolución mensual en la VID de la masa de sales de entrada (SL <sub>IN</sub> ) y salida (SL <sub>OUT</sub> ), volumen de riego aplicado (I), volumen de salida de agua (Q; caudal en el B <sup>co</sup> de La Violada) y sólidos disueltos totales (TDS <sub>Q</sub> ) en los años los años hidrológicos 1995-98 y 2005-15. ....	77
Fig. III.8. Precipitación, TDS y caudal en la estación de aforos antes y después del evento de precipitación de la madrugada del 20 de octubre de 2012. ....	78
Fig. III.9. Balance de Sales a lo largo del año en la VID para los periodos de riego por inundación (1995-1998) y periodo de riego por aspersión (2011-15) diferenciando la estación de no riego (nIS) y la estación de riego (IS). Las barras verticales muestran una desviación estándar y los asteriscos indican los meses con diferencias significativas entre riego por inundación (1995-98) y aspersión (2011-15). b).....	83
Fig. III.10. Comparativa del balance de sales en la VID producido en la estación de no riego (nIS) y la estación de riego (IS) para periodos de riego por inundación (1995-1998), periodo de pre-transformación (2005-07) y periodo de riego por aspersión (2011-15) diferenciando las dos fases del riego por aspersión: 2011-12 y 2013-15. ....	83
Fig. III.11 Relación entre los flujos de entrada de Riego y Precipitación y el Balance de Sales para la VID para los periodos de inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07), transformación (2008-10) y aspersión (2011-15); y representación por regresión lineal del mínimo aporte necesario (Riego + Precipitación) para asegurar un lavado de sales suficiente.....	85
Fig. III.12. Análisis factorial para el Balance de Sales: a) Valores de los dos primeros factores para cada año estudiado diferenciados por el periodo de riego al que pertenecen. b) Coeficientes de correlación de las variables, usadas en el análisis factorial, con los dos principales factores. (Maíz* = superficie de Maíz y doble cultivo de Maíz).....	86
Fig. III.13. Coeficientes de correlación de las variables con los factores 1 (Caudal) y 3 (Concentración) para el análisis factorial del Balance de Sales.....	88
Fig. III.14. Evolución mensual en la VID de la masa de nitrato exportado, volumen de riego (I), volumen de drenaje (Q; caudal en el B <sup>co</sup> de La Violada), concentración de nitrato en los años los años hidrológicos 1995-98 y 2005-15 en el B <sup>co</sup> de La Violada y límite de concentración de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> según Directiva Marco del Agua (UE, 2000). ....	89
Fig. III.15. Concentración de nitrato a lo largo del año en la estación de aforos de la VID para los periodos de Inundación (1995-98), Pre-transformación (2005-08) y Aspersión (2011-15) diferenciando la Estación de no Riego (nIS) y la Estación de Riego (IS). Las barras verticales muestran una desviación estándar y los asteriscos indican los meses con diferencias significativas entre riego por inundación (1995-98) y aspersión (2011-15). ....	92

- Fig. III.16. Análisis factorial para la Masa de Nitrato Exportada: a) Valores de los dos primeros factores para cada año estudiado diferenciados por el periodo de riego al que pertenecen. b) Coeficientes de correlación de las variables, usadas en el análisis factorial, con los dos principales factores. (Maíz\* = superficie de Maíz y doble cultivo de Maíz)..... 95
- Fig. III.17. Coeficientes de correlación de las variables con los factores 1 (Caudal) y 3 (Concentración) para el análisis factorial de la Masa de Nitrato Exportada..... 96
- Fig. III.18. Indicadores hidrológicos (fracción consuntiva, CF; y fracción de drenaje, DF); Superficie regada de los principales cultivos; Concentración de sales (TDS) y de nitrato ( $N-NO_3^-$ ); Eficiencia de riego (IEf) para la estación de riego y Balance Salino (SB, en valor absoluto) para todo el año hidrológico. Periodos de riego por inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07), transformación (2008-10) y riego por aspersión (2011-15). ..... 99
- Capítulo IV. MANEJO DEL AGUA Y LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN RIEGO POR SUPERFICIE Y POR ASPERSIÓN**
- Fig. IV.1. Comunidad de Regantes de Almedívar (AWUA) y Comunidades de Regantes de Tardienta y Gurrea de Gállego que forman la Zona Regable de La Violada (ZRV). 111
- Fig. IV.2. Metodología general seguida para el cálculo de las eficiencias de uso del agua respecto al riego (I-WUE) y respecto a la ET (E-WUE) y la eficiencia de uso del nitrógeno (NUE). ..... 113
- Fig. IV.3. Frecuencias de las dosis de riego obtenidas del telecontrol (2010-15) antes (datos brutos) y después de acotarlas (datos acotados) para el cultivo los cultivos del maíz (a), alfalfa (b) y el cereal (c). ..... 117
- Fig. IV.4. Comparativa entre medias de volumen de riego, evapotranspiración real ( $ET_a$ ), rendimiento y N aplicado por fertilización, con su desviación estándar (barras verticales), de los principales cultivos en la AWUA para los periodos de riego por inundación (1995-2004), pre-transformación (2005-07) y riego por aspersión (2010-15). Los asteriscos indican diferencias significativas entre sistemas de riego de inundación y aspersión..... 125
- Fig. IV.5. Comparación de las dosis de riego de los cultivos calculadas por regresión (riego por inundación) y medias recortadas (riego por aspersión) –en línea horizontal y media indicada en número- con las dosis obtenidas de las encuestas a los agricultores (1995-96 y 2010-15) –en gráfico de barras-..... 127
- Fig. IV.6. Índice de precios de fertilizante pagados por el agricultor en España desde 1995 a 2014 (INE 2015; MARM 2017) comparado con la fertilización nitrogenada del maíz en la AWUA ( $N_F$ ; kg N/ha) en 1995-96, 2006-07 y 2010-14..... 130
- Fig. IV.7. Frecuencia relativa de la dosis de fertilización nitrogenada ( $N_F$ ) aplicada al maíz en la AWUA durante los periodos de riego por inundación (1995-96) y aspersión (2010-15). ..... 131
- Fig. IV.8. Frecuencia relativa de la dosis de fertilización nitrogenada aplicada ( $N_F$ ) a la alfalfa y al cereal en la AWUA durante el periodo de riego por inundación (1995-96) y el de riego por aspersión (2010-15). ..... 131
- Fig. IV.9. Frecuencia relativa de la dosis de fertilización nitrogenada mineral ( $N_F^{Min}$ ) y orgánica ( $N_F^{Org}$ ) aplicada al maíz en la AWUA durante el periodo de riego por inundación (1995-96) y el de riego por aspersión (2010-15). ..... 132
- Fig. IV.10. Frecuencia relativa de la dosis de abonado orgánico al maíz para los periodos de inundación (1995-96) y aspersión (2005-07)..... 136

Fig. IV.11. Frecuencia relativa de la dosis de abonado orgánico a la alfalfa y el cereal para los periodos de inundación (1995-96) y aspersión (2005-07). .....	137
Fig. IV.12. Nitrógeno mineral y orgánico aplicado (kg N/ha) para los principales cultivos presentes en la AWUA (maíz, alfalfa, cereal y doble cultivo) a lo largo de los periodos de riego por inundación (1995-96). Pre-transformación (2005-07) y riego por aspersión (2010-15). .....	138
Fig. IV.13. Volumen de riego detraído por la AWUA y Evapotranspiración real producida por los cultivos en la AWUA en los periodos de riego por inundación (1995-2004), pre-transformación (2005-07) y riego por aspersión (2011-2015). Letras diferentes indican diferencias significativas entre los periodos de inundación y aspersión.....	141
Fig. IV.14. Patrones del Volumen de Riego (eje principal) y Evapotranspiración (eje secundario) con su desviación estándar (barras verticales) a lo largo del año en la AWUA para los periodos de riego por inundación (1992-2004), pre-transformación (2005-07) y riego por aspersión (2011-15). Los asteriscos indican los meses con diferencias significativas entre riego por inundación (1995-98) y aspersión (2011-15). .....	143
Fig. IV.15. Distribución temporal del N total aplicado en la AWUA en los periodos de riego por inundación (1995-96), pre-transformación (2005-2007) y riego por aspersión (2011-15). En color se destaca el N procedente del cultivo de maíz (monocultivo o doble cosecha). .....	145
Fig. IV.16. Eficiencia de uso del agua respecto al riego (I-WUE) y la evapotranspiración (E-WUE) y eficiencia de uso del nitrógeno (NUE) para los principales cultivos en la AWUA (maíz, alfalfa y cereal) en los periodos de riego por inundación (1995-2004), pre-transformación (2005-07) y aspersión (2010-15); con indicación del incremento en % de cada parámetro de cada cultivo en riego por aspersión en relación al riego por inundación.....	147
Fig. IV.17. Eficiencia de uso del agua respecto a la ET (E-WUA) por periodo de riego por inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07) y aspersión (2011-15) a) para el cultivo del maíz diferenciando entre riego por inundación y aspersión; y b) para los cultivos de la alfalfa y cereal (la línea continua representa una relación media entre rendimiento y ET para cada cultivo considerando todos los años).....	149
Fig. IV.18 Aporte de cobertera al maíz directamente en la acequia de riego en la AWUA durante el riego por inundación. ....	150

**Capítulo V. SOIL VARIABILITY IN LA VIOLADA IRRIGATION DISTRICT (SPAIN): I DELINEATING SOIL UNITS FOR IRRIGATION**

Fig. V.1. Location and simplified geomorphological map of the La Violada Irrigation District (VID) (Source: ITGE, 1995a, 1995b) within La Violada Gully Basin. The Water User Associations and the main gullies in VID are drawn in upper-right corner inset. ....	161
Fig. V.2. Distribution of all observations used for the soil map in the Violada Irrigation District: 34 Soil pits done in 2011-12, 32 auger holes (2012-13), 10 previous soil pits (Torres, 1983), and 79 observations from two AWUA geotechnical studies (TerraControl, 2005a, 2005b); over the Soil Map of the Violada Irrigation District made by Torres (1983) according to the FAO classification system. ....	165
Fig. V.3. Soil Map of La Violada Irrigation District (VID), classified down to the family level (Soil Taxonomy; Soil Survey Staff, 2014) and drainage ditches in the irrigated area. ....	169
Fig. V.4. Calcium carbonate equivalent (a) and Gypsum content (b) distribution for all the samples at family level. Table inset: mean, standard deviation (SD) and number of samples (N) in each subgroup.....	173

Fig. V.5. Texture triangles by horizons (a) and by subgroups (b) of all samples. ....	174
Fig. V.6. Average scores of each horizon in the soil subgroups identified in the VID in the two first factors. Arrows show the sequence of horizons in each subgroup. The circle at the bottom-right corner (radius 1) shows the coefficients of correlation of the variables used in the analysis with the two first factors. ....	176
Fig. V.7. Map of particle size families in the Violada Irrigation District. ....	177
Fig. V.8. Maps of calcium carbonate equivalent (CCE), gypsum content (GC) and organic matter (OM) for each soil horizon over the Violada Irrigation District. ....	178
Fig. V.9. Average calcium carbonate equivalent (CCE), gypsum content (GC) and organic matter (OM) for the horizons in each soil subgroup defined in the VID. ....	180
<b>Capítulo VI. SOIL VARIABILITY IN LA VIOLADA IRRIGATION DISTRICT (SPAIN): II CHARACTERIZING HYDROLOGIC AND SALINITY FEATURES</b>	
Fig. VI.1. Map of La Violada Irrigation District: Location, Irrigation Canals, Soil Map, and Observation Points [hydraulic conductivity tests (labelled “K”), soil pits (“C”) and auger holes (x)] throughout the Violada Irrigation District [from Jiménez-Aguirre et al. (2016)]. ....	193
Fig. VI.2. Two families of soil samples identified in the Violada Irrigation District by their gypsum content (GC). ....	197
Fig. VI.3 Frequency of the main cations in the saturated paste extracts of the soil horizons sampled in the Violada Irrigation District expressed as percentage of the sum of the main cations Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> and Mg <sup>2+</sup> . ....	198
Fig. VI.4. Homogeneous Zones for hydrological management in the Violada Irrigation District. ....	201
Fig. VI.5. Predicted and measured values of FC and WP for General Model (a) and the submodels for the distributed model (b, c and d). ....	203
Fig. VI.6. Predicted and measured values of Ln(K <sub>s</sub> ) for the General and Distributed Models with Qualitative and Quantitative GC. The graphs on the right show the residuals distribution and histogram for each model. ....	207
Fig. VI.7. Relationships between electrical conductivities; SAR <sub>e</sub> and GC for the clusters obtained from the principal components analysis for all pit horizon samples: a) Relationship between EC <sub>1:5</sub> and EC <sub>e</sub> with the isolines calculated for the SAR <sub>e</sub> ; b) Relationship between the GC and the EC <sub>1:5</sub> . ....	209
Fig. VI.8. Factor scores of each horizon identified by their cluster membership (Non-Gypsum Saturated, Gypsum saturated and Saline) in the two first factors. The circle at the top-right corner shows the coefficients of correlation of the variables used in the analysis with the two first factors. ....	211
<b>Capítulo VII. CONCLUSIONES GENERALES</b>	
Fig. VII.1. Implicaciones ambientales sobre los recursos hídricos y las masas exportadas en la VID durante el riego por inundación (1995-98) y el riego por aspersión (2011-15). ....	225



## CAPÍTULO I

---

### *INTRODUCCIÓN GENERAL*



## Capítulo I. INTRODUCCIÓN GENERAL

### I.1. Situación actual la agricultura de regadío

La agricultura es el mayor detractor de agua dulce del mundo con un 69% de las extracciones realizadas a nivel mundial (FAO, 2016) y la agricultura de regadío el mayor contribuyente a la contaminación de las masas de agua (Ongley, 1996). Las mayores extracciones se encuentran localizadas en los países en desarrollo y/o de clima árido o semi-árido (Fig. I.1) mientras que los países desarrollados reducen este porcentaje a favor de las extracciones del sector de la industria. Por ello, en Europa el porcentaje de las extracciones para la agricultura desciende al 25%, siendo los países mediterráneos (más áridos) los que presentan mayores valores (57 % de media; FAO, 2016). En España la extracción de agua dulce de nuestros cauces con destino la agricultura asciende al 61% debido a la concentración de los grandes regadíos en las zonas con climatología árida o semi-árida.

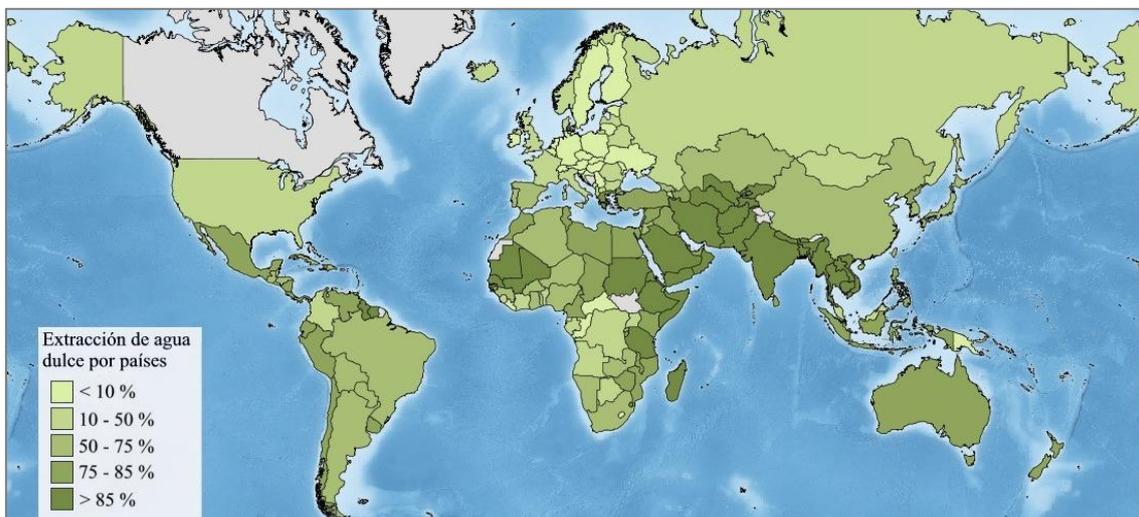


Fig. I.1. Mapa de extracción de agua dulce para la agricultura por países (FAO, 2016)

La extracción de agua para riego supone una alteración del régimen hidrológico desde una zona “excedente” a otra “deficitaria” o una alteración de la disponibilidad del recurso en el tiempo, almacenando el agua en los periodos de mayores precipitaciones para usarla en los periodos de mayores necesidades hídricas de los cultivos. El aporte de agua que ello supone lleva asociado un aporte de sales disueltas pudiendo ser muy superior a las condiciones naturales dependiendo de la calidad del agua extraída. En este caso la necesidad de lavado de las sales añadidas se incrementa (Aragüés y Tanji, 2003;

Smith y Hancock, 1986; Tanji y Kielen, 2002). Por su parte, el agua aportada disuelve minerales del suelo presentes de forma natural (sales solubles que en ocasiones pueden ser tóxicos como el Selenio) o aportados (fertilizantes y pesticidas; tóxicos de por sí) arrastrándolos aguas abajo de la zona regable mediante los flujos de retorno del regadío, ocasionando la contaminación difusa de las masas de agua (Dougherty et al., 1995; Gates et al., 2009; Ongley, 1996). Aragües y Tanji (2003) estiman que el aporte sales procedente de una zona de riego puede variar entre 2 y 20 Mg/ha·año y Li et al., (2007) calculan que el aporte de nitrato puede ascender a 150 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha·año; dependiendo del tipo de manejo del riego que se realice.

Una deficiente gestión de esta alteración del régimen hidrológico de la cuenca puede ocasionar pérdidas irrecuperables de hábitats ecológicos y sistemas acuáticos (Ji et al., 2006). A lo largo de la historia se pueden encontrar ejemplos desde la antigüedad con el declive de la civilización sumeria 2000 años antes de Cristo (Jacobsen y Adams, 1958) a uno de los casos más conocidos y actuales como el Mar de Aral (Fig. I.2).

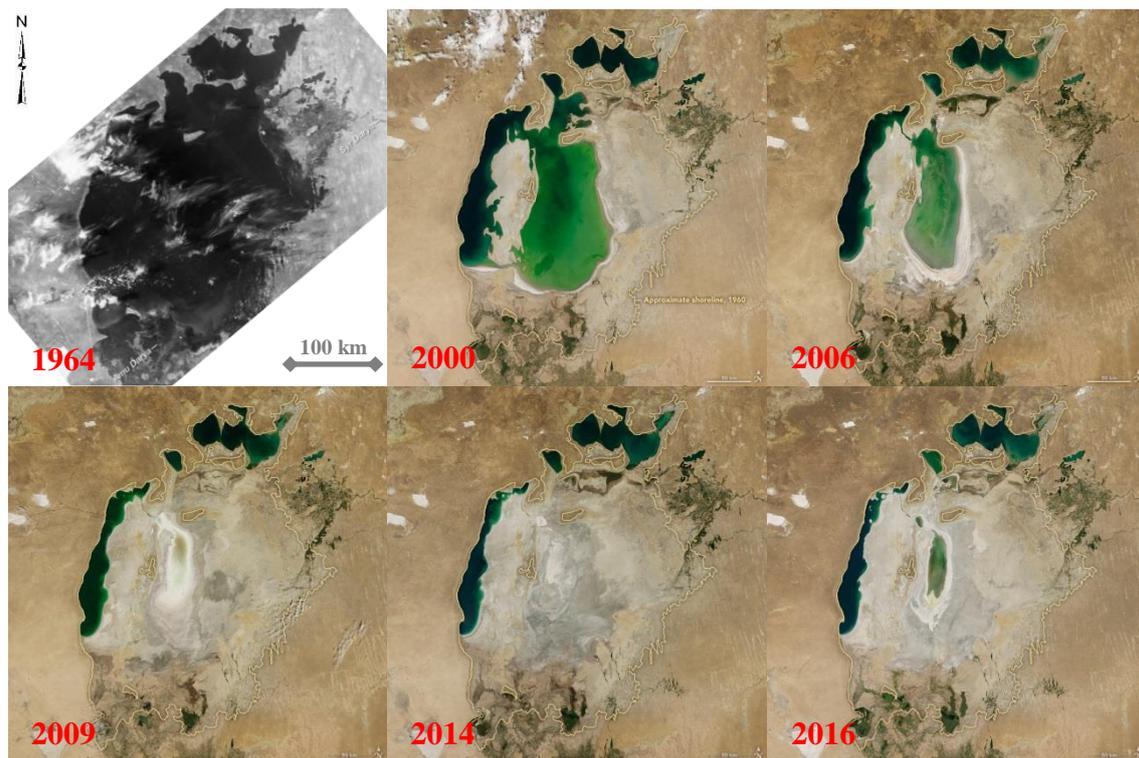


Fig. I.2. Evolución del contorno del Mar de Aral desde 1960 a 2016. (NASA, 2016)

Desde los años 60s se ha producido una sobreexplotación de los ríos tributarios al Mar de Aral, reduciendo su aportación de 56 km<sup>3</sup>/año a 4 km<sup>3</sup>/año, dando lugar a la disminución de su volumen de 1000 km<sup>3</sup> a 75 km<sup>3</sup> (Micklin y Aladin, 2008) y finalmente a su separación en tres lagos: Mar de Aral del Norte, Mar de Aral del Sur

Occidental y Mar de Aral del Sur Oriental (Fig. I.2). Extraordinariamente, en el verano de 2014 el Mar de Aral del Sur Oriental llegó a secarse debido las escasas lluvias y acumulación de nieve de ese invierno, aunque ha mostrado cierta recuperación (NASA, 2014). El desarrollo de una economía basada en el cultivo del algodón, de excesivos requerimientos hídricos, y una baja calidad de las infraestructuras han contribuido a esta catástrofe natural: la desaparición de uno de los mares internos más grandes del planeta.

Así pues, la contaminación de las masas de agua debida al regadío viene determinada por tres factores: la calidad del agua de riego, los minerales presentes en el suelo y bajo éste (en la zona saturada por donde circularán las aguas de drenaje) y el manejo del cultivo (Aragüés y Tanji, 2003). Los primeros son inherentes a la ubicación de la zona regable, en especial en el caso de las zonas áridas donde el agua de riego se enriquece en minerales solubles del suelo/sub-suelo por donde discurre. Ante esta situación, la capacidad de actuación del hombre para mejorar la calidad de los flujos de retorno del regadío es muy escasa y es pues el manejo del riego donde se pueden realizar actuaciones encaminadas a mejorar la calidad y cantidad de los retornos de riego y en última instancia de las masas receptoras de agua (Thayalakumaran et al. 2007).

Por otro lado, el regadío es un importante eje vertebrador del desarrollo de las zonas agrarias, impulsando su economía mediante el aumento de la productividad (los menores rendimientos de los cultivos que pueden obtenerse en regadío son más del doble que los mayores que pueden obtenerse en secano (FAO, 2002), asegurando las cosechas y finalmente evitando la despoblación del medio rural.

No obstante, la eficiencia de los regadíos mundiales está por debajo de su óptimo y se estima que el 25-50% de las zonas regadas presentan una baja eficiencia en sus sistemas de riego (Brown, 2006) con elevadas pérdidas en forma de drenaje y retornos de riego que alimentan ríos y acuíferos con una calidad muy empobrecida. Este desaprovechamiento de un recurso considerado como escaso y el empobrecimiento excesivo de su calidad puede ser, si no evitado, al menos controlado y reducido mediante un manejo e infraestructuras de riego adecuados (Thayalakumaran et al. 2007).

En este sentido diversos autores y organizaciones (Contor y Taylor, 2013; Faci et al., 2000; FAO, 1997; Lecina 2010a; Perry et al., 2009; Playán et al., 2000) ponen de manifiesto la necesidad de inversiones en la modernización de las infraestructuras de regadío debido a su antigüedad o diseño deficitario. La FAO (1997) define la modernización del regadío como *“un proceso de mejora técnica y de la gestión (en lugar de una simple rehabilitación) de las zonas de riego, junto con reformas institucionales, si fueran necesarias, con el objetivo de mejorar el uso de los recursos (mano de obra, economía del agua, medio ambiente) y el servicio de suministro de agua a fincas agrícolas”*.

La modernización de los regadíos, al mejorar los servicios de agua y aumentar la flexibilidad y fiabilidad del suministro, contribuye al efecto positivo del propio regadío como eje vertebrador del desarrollo al incrementar el bienestar social del medio rural y contribuir a la estabilización de la población de las zonas desérticas (Playán y Mateos, 2006; Ruiz y Oliván, 2003). Además supone una renovación tecnológica que hace más atractiva la vida rural a las nuevas generaciones de agricultores. Todo ello desde un punto de vista de la conservación del medio natural.

En este sentido, diferentes políticas de agua se han ido desarrollando de forma global. Desde la Unión Europea la Directiva Marco del Agua (DMA; UE, 2000) establece un marco comunitario para la protección, regulación y gestión de los ecosistemas acuáticos, incluyendo criterios medioambientales que aseguren el buen estado de la ecológico de las masas aguas mediante el control y recuperación de su calidad y cantidad. La directiva señala que la protección de los recursos hídricos se consigue mediante el uso eficiente y sostenible del agua, la limitación de las extracciones y la reducción de las cargas de contaminación, tanto puntuales como difusas.

Los estados miembros adecuaron la DMA a sus respectivas legislaciones y entre otras normativas, España redactó su Plan Nacional de Regadíos (PNR; MARM, 2002) más acorde a las nuevas exigencias europeas y preocupaciones sociales por la protección medioambiental preservando los ecosistemas y el desarrollo sostenible de la agricultura de regadío. Su objetivo principal es mejorar la productividad de la agricultura de regadío mediante un mejor aprovechamiento del agua y una reducción de sus impactos medioambientales (Lecina et al., 2009). Casi simultáneo al PNR surgió Plan de Choque de Modernización de Regadíos (MARM, 2006) y tras la finalización del primero, la

Estrategia Nacional para la Modernización Sostenible de Regadíos (MARM, 2010) compartiendo los mismos objetivos fundamentalmente: mejorar la eficiencia en el uso del agua y asegurar su calidad, dentro del marco del desarrollo de zonas rurales integrando la actividad productiva con la conservación de los recursos naturales y el respeto al medio ambiente.

## I.2. Agricultura de regadío en España

España cuenta con una superficie de regadío de 3.6 Mha que representan en torno al 7% de la superficie del territorio nacional y 13% de su superficie agraria útil. Debido a los planes de regadío, se han invertido 3815 M€ de capital público y privado desde 2002 a 2015, según el extinto Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente (MAPAMA, 2015b). Con esta inversión se han modernizado 1.5 Mha pasando de una situación prácticamente equiparada de superficie de riego por gravedad y riego presurizado en 2002 (1.3 Mha - 1.7Mha respectivamente; Fig. I.3) a un claro dominio del riego presurizado en 2015 con 2.7 Mha regadas por riego por aspersión o riego localizado.

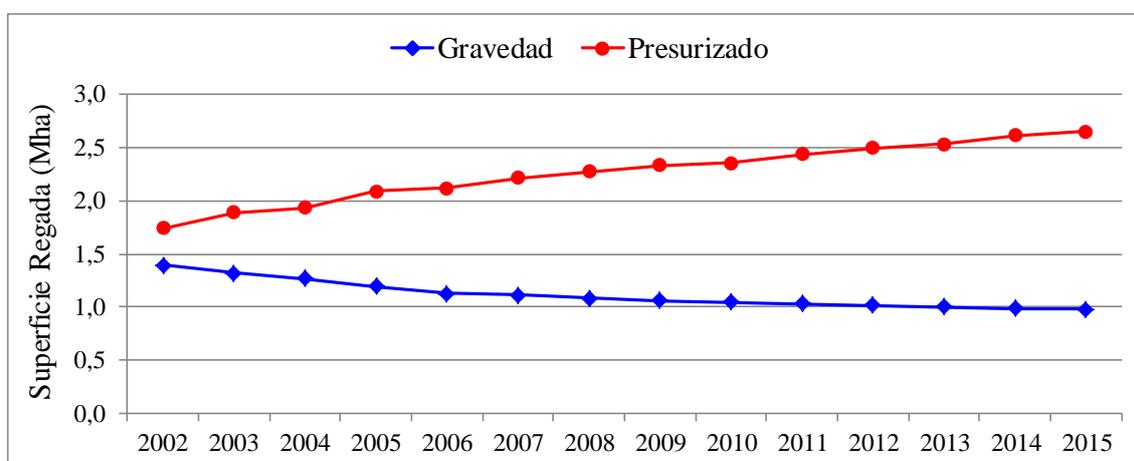


Fig. I.3. Evolución de la superficie regada en España por tipo de riego desde 2002 hasta 2015 (MAPAMA, 2015a)

Aragón es la cuarta Comunidad Autónoma con mayor superficie regada de España con 395211 ha (11% del total nacional), sólo siendo superada por Andalucía (29%), Castilla La Mancha (14%) y Castilla y León (12%). La prevalencia en Andalucía (Fig. I.4) y en menor medida en las dos Castillas, del cultivo del olivo y otros frutales (incluyendo el viñedo) coloca como sistema de riego dominante en el país al riego localizado, más adecuado a las especies arbóreas y de infraestructuras relativamente recientes si se compara con las tradicionales de riego por superficie.

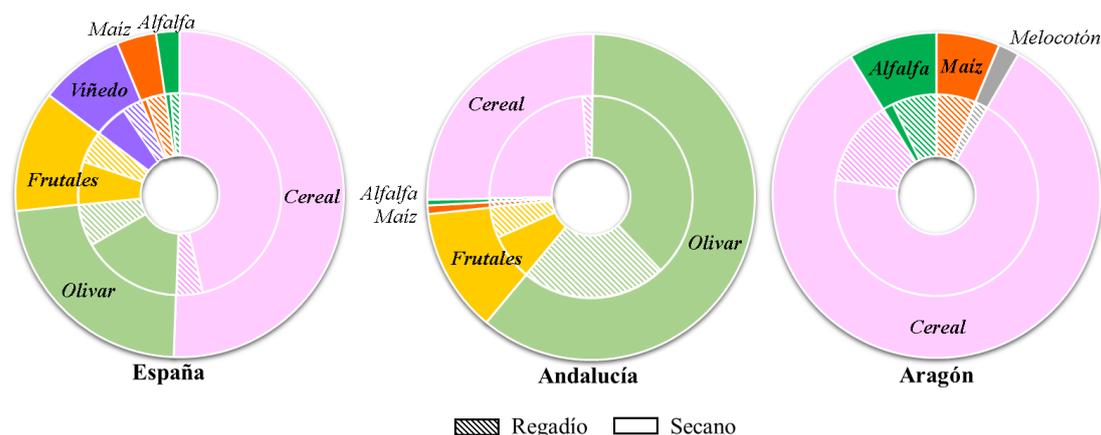


Fig. I.4. Principales cultivos regados en España, Andalucía y Aragón en el año 2016 diferenciando entre seco y regadío (MAPAMA, 2016)

Sin embargo en Aragón, con fuerte dominio del cereal (seguido de la alfalfa y el maíz; Fig. I.4) sigue prevaleciendo el sistema de riego por superficie con un 48% (con obsoletas infraestructuras, centenarias en ocasiones), apostando por una modernización hacia el sistema por aspersión, más apropiado a los cultivos predominantes, y relegando a un segundo lugar al riego localizado para los cultivos leñosos como el melocotón.

### I.3. Contabilidad del agua en la modernización del regadío

Si bien, los proyectos de modernización de regadíos fueron emprendidos bajo el objetivo del ahorro de agua, la propia modernización implica un aumento del consumo de agua y disminuye su disponibilidad en la cuenca (Alarcón et al., 2016; Contor y Taylor, 2013; Fernández-García et al., 2014; Lecina 2010a; 2010b; Perry et al., 2009) aparentemente en contradicción con el objetivo alegado de ahorrar agua. En este punto es crucial definir bien la contabilidad del agua, diferenciando el “uso del agua” por la agricultura del “agua consumida” por la agricultura y poder evitar informaciones contradictorias.

El concepto de “ahorro de agua” de los planes de modernización tiene su origen en la reducción de la detracción desde un determinado canal, río o embalse para el riego. El “ahorro” es debido a las mejoras en las comunidades de regantes mediante la mejora en las infraestructuras y en la eficiencia de riego (Lecina et al., 2010b). La mejora en las infraestructuras (i.e. revestimiento de canales y construcción de balsas de regulación) conllevan este ahorro en la detracción al disminuir las pérdidas de distribución después de facturación. Por otro lado, la mejora de la eficiencia de riego, derivada de una

aplicación mucho más ajustada a las necesidades del cultivo en los riego modernizados, contribuye a una menor extracción de agua por parte de las comunidades de regantes. En ambos casos, se trata de un ahorro en el “uso de agua”: no es necesario tomar tanta agua para el riego final.

Por otro lado, el “agua consumida” o uso consuntivo realizado por la agricultura de regadío procede principalmente de la evapotranspiración de los cultivos. Esta agua consumida deja de estar disponible en la cuenca para otros usos, es decir, no sólo no se ha ahorrado agua, sino que se ha gastado más: La mejor eficiencia de riego (en los riego modernizados) conduce a un incremento del uso consuntivo dentro de la zona regable ya que el cultivo apenas sufre estrés hídrico. No obstante, el aumento de la evapotranspiración repercute en mayores producciones agrícolas, lo cual también es una de las prioridades de la FAO en relación al aumento de la población mundial (FAO 1997).

Estos dos enfoques del “ahorro de agua” es lo que diversos autores han denominado la “paradoja del regadío” basándose en la “paradoja de Jevons” o “efecto rebote” (Berbel et al., 2015; Rodríguez-Díaz et al., 2011), dando lugar a que los diferentes actores involucrados en la gestión o evaluación del regadío no tengan siempre la misma perspectiva (Perry 2007; Perry, 2011; Seckler et al., 2003; Willarson et al., 1994).

Además de estas implicaciones asociadas a la tecnificación del sistema de riego, la modernización del regadío puede provocar alteraciones culturales hacia diferentes patrones de cultivo, principalmente debido a una mayor flexibilidad y disponibilidad del agua. En qué sentido afecte al uso consuntivo dependerá del tipo de cultivos al que se tienda, normalmente incrementándose (especies más productivas pero más demandantes) o incluso disminuyendo (en el caso de frutales e.g.).

En este sentido es necesaria la evaluación del proceso de modernización considerando ambos enfoques de ahorro de agua. Disponer de datos reales y detallados (preferentemente en una misma zona de riego, i.e. un solo polígono de riego) es clave para poder realizar evaluaciones más precisas (Alarcón et al., 2016; Fernández-García et al., 2014). Sin embargo los datos normalmente disponibles son muy diversos (i.e. comparativas entre polígonos de riego próximos con cultivos ligeramente distintos) y

con amplios márgenes de variación (uso de valores estimados o medias) (Alarcón et al., 2016).

#### **I.4. Salinización del suelo y contaminación de las aguas asociado al regadío**

Aproximadamente el 10% de las tierras de regadío del mundo (20-30 Mha) están afectadas por salinidad (Tanji y Kielen, 2002) aunque algunos autores elevaban este porcentaje al 25% (Postel 1989; Rhoades 1992). El complejo problema de la salinización de los suelos está principalmente vinculado a las zonas áridas tanto por su geología como por su climatología. La escasa precipitación de estas zonas hace imprescindible el riego (en ocasiones excesivo) para asegurar la cosecha. El aporte de agua que supone el regadío induce capas freáticas elevadas, encharcamiento de las zonas regles (problemas de hipoxia en la raíces) y finalmente la salinización del suelo si no se produce el adecuado manejo del riego y drenaje agrícola asegurando el suficiente lavado de sales (Rhoades et al., 1992; Thayalakumaran et al. 2007).

Además, el regadío, debido al lavado de sales, va a suponer un aporte salino a las aguas receptoras de los retornos de riego debido a la escorrentía superficial (despreciable en riegos presurizados bien gestionados) y sobre todo al drenaje. Este aporte será mayor si los regadíos se encuentran emplazados sobre suelos salinos. La escorrentía superficial es responsable del arrastre de abundante material del suelo, elevando el contenido en sólidos en suspensión del agua de retorno además de los compuestos adsorbidos asociados (i.e. fósforo o plaguicidas). Por otro lado, el drenaje producido por el riego será el responsable del transporte por lavado de los compuestos solubles del suelo como las sales y el nitrato (Jordan et al., 1997; Aragüés y Tanji, 2003).

En el Valle del Ebro casi la totalidad de los suelos sobre litología salina están comprendidos dentro de la isoyeta de 500 mm (Fig. I.5), las zonas más áridas de la cuenca en las que el regadío es un elemento imprescindible para el mantenimiento de la población. El desarrollo de los regadíos ha sido un factor clave en el aumento de la salinidad del Río Ebro influenciado por la presencia de yeso y sales en los suelos de la cuenca. Alberto y Aragüés (1986) estimaron el aumento de salinidad en el río en una tasa de 10 mg/L·año entre los años 1961 y 1975 tras la época de mayor desarrollo del

regadío en España (años 50-60s). Posteriormente esa tasa se seguía manteniendo (Quílez, 1998), dando lugar a una fuerte preocupación medioambiental social y propiciando los planes de modernización del regadío español.

Las estimas más recientes de tendencias de la salinidad en la Cuenca del Ebro encontraron un incremento de 5.8 mg/L·año en el Ebro en Tortosa en el período 1975-2004, de los que 2.5 mg/L·año se atribuyen al aumento de los aportes salinos a los ríos y el resto sería efecto de la disminución de los caudales circulantes (CITA-CHE, 2007) — en parte también debida al aumento del regadío. Aunque en la mayoría de las estaciones analizadas se encontraron aumentos de la salinidad, en algunas se observó para ese periodo una reducción de la salinidad (CITA-CHE, 2007).

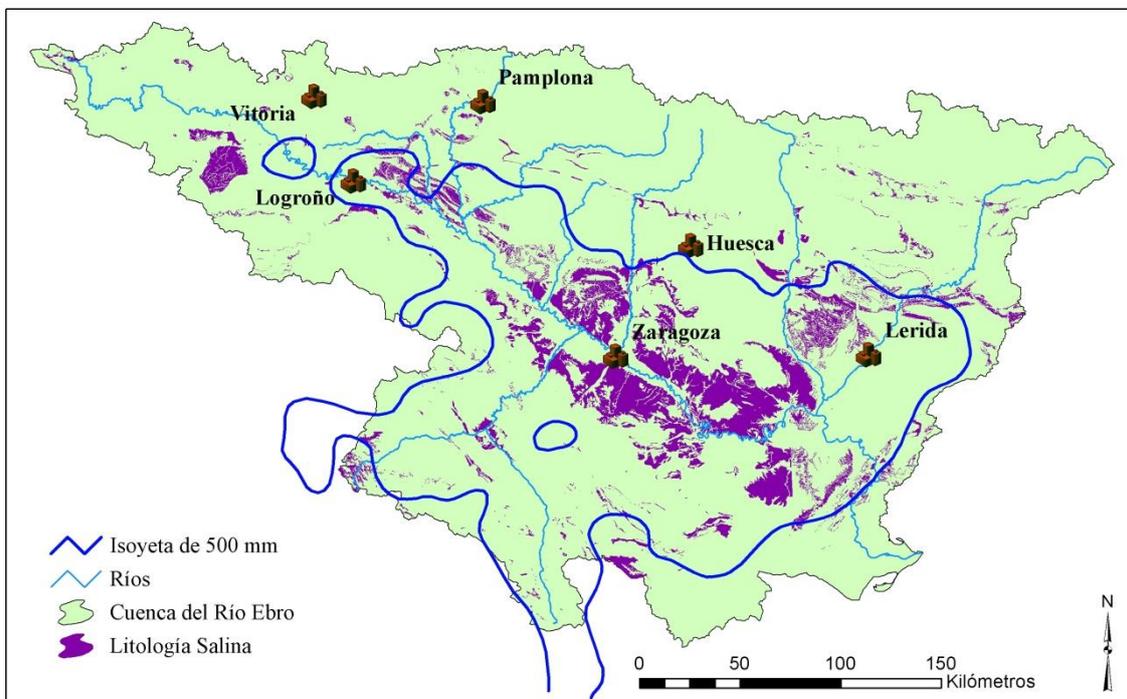


Fig. 1.5. Suelos sobre litología salina o yesosa en la Cuenca del Ebro. (Elaboración propia a partir de datos de Lorenzo-Gonzalez et al., 2014 y CHE, 1976)

Por otro lado desde la “revolución verde” (finales de los años 60s), y no sólo en el Valle del Ebro, el aporte de nutrientes a los cultivos se ha regido por el concepto “elevados insumos, elevadas producciones” (Betrán, 2006). De esta manera, el agua de riego se ha asociado a grandes dosis de fertilización (especialmente en los sistemas tradicionales) y en previsión de las pérdidas ocasionadas por el drenaje (Isidoro et al., 2006b; Barros et al., 2012a). Así el mayor aporte de nitrato procedente de la agricultura de regadío a los cauces fluviales se produce mediante el drenaje existiendo una clara vinculación entre el contenido de nitrato y el uso del fertilizante realizado (Diez et al., 2000; Li et al., 2007).

El resultado ha sido la contaminación de ríos y acuíferos por nitrato (Carpenter et al., 1998; Quemada et al., 2013; Quílez et al., 2006) y otros contaminantes asociados al regadío como los plaguicidas.

La contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por nitrato supone desde años atrás un importante problema para la calidad de las aguas (OMS, 2006) debido a las importantes afecciones sobre la salud humana (Weisenburger, 1993) y el medioambiente que puede ocasionar como la eutrofización de los cursos de agua o embalses o mares (Carpenter et al., 1998; Smith et al., 1999). Se pueden citar ejemplos como el Golfo de México (Goolsby y Battaglin, 2001), el mar del Norte (Vitousek et al., 1997) y el mar Báltico (Larsson et al., 1985), el mar Negro (Tolmazin, 1985), el mar Adriático (Faganeli et al., 1985) o el mar Mediterráneo (Moncheva et al., 2001); donde el crecimiento de las algas y las mareas rojas se han incrementado con el incremento del lavado del nitrógeno en el suelo aportado por fertilización. En vista a esta situación, la Unión Europea estableció a través de la DMA el límite de 50 mg/L de concentración máxima permisible de nitrato en las masas de agua.

En resumen, una de las principales estrategias contra la salinización y la contaminación por sales y nitrato de las masas de agua es el control de los retornos de riego (Aragüés y Tanji, 2003; Bonaiti y Borin., 2010; Quílez 2006; Tanji y Kielen, 2002; Rhoades et al., 1992; Thayalakumaran et al. 2007). En este sentido la modernización del regadío hacia sistemas de riego más eficientes en el uso del agua es clave al reducir considerablemente el drenaje producido.

La correcta caracterización de los flujos de retorno tanto en salinidad como concentración de nitrato (y otros contaminantes) es crucial en el proceso de evaluación de la modernización del regadío en España. De nuevo se destaca la importancia de la disponibilidad de una buena colección de datos reales en una situación anterior y posterior a la modernización de un mismo sistema de riego.

## **I.5. Los balances de agua como herramienta de análisis**

La metodología del balance de agua y sales para una zona regable fue utilizada por primera vez por Scofield (1940) basándose en la ley de conservación de las masas: entradas al sistema es igual a las salidas. El punto crítico de esta metodología radica en

un buen conocimiento del sistema a estudiar con variables fáciles de controlar. Sin embargo, la medida de las variables de agua subterránea puede resultar problemática, por ello es importante disponer de un sistema en el que éstas sean mínimas. Una buena fuente de información son los mapas geológicos que aportan información sobre la presencia de zonas de recarga adyacentes a la zona de estudio o de si los flujos subterráneos asociados a los acuíferos cercanos son mínimos o despreciables.

El desarrollo de balances hídricos para la el seguimiento y evaluación de cuencas hidrológicas se acepta como una metodología adecuada en la evaluación de las zonas regables permitiendo identificar correctamente los efectos en el régimen hidrológico del regadío, establecer relaciones causa efecto y determinar estrategias óptimas para el control de la salinidad y otros contaminantes (Burt et al., 1997; Molden, 1997; Thayalakumaran et al. 2007). De esta manera, los trabajos desarrollados en el Valle del Ebro sobre la gestión del regadío y su impacto medioambiental se han servido del balance del agua como herramienta fundamental (Tedeschi et al., 2001; Cavero et al., 2003; Causapé et al., 2004a, 2004b; García-Garizábal et al., 2009; Lecina et al., 2005).

La VID presenta unas condiciones óptimas para el desarrollo de balances de agua debido a su capa de margas impermeables (Faci et al., 1985) y los estudios previos de su balance de agua, en los que se han establecido los flujos críticos con un error de cierre menor del 10% (Barros et al., 2011a, 2011b, 2012a, 2012b; Isidoro et al., 2004, 2006a, 2006b). Este balance permite diferentes análisis como el de la salinidad (mediante el balance hidrosalino), el nitrato exportado o los indicadores hidrológicos y de calidad de riego para la evaluación de la modernización del riego en la VID.

## **I.6. Cartografía detallada para la evaluación del regadío**

El suelo es el sustento de cualquier hábitat y como tal es clave su conocimiento a través de una cartografía detallada. Esta cartografía tiene aplicaciones en el diseño y gestión tanto de actividades agrícolas como industriales o medioambientales. Dentro de la agricultura de regadío, la cartografía de las zonas regables es fundamental en el desarrollo de proyectos, evaluaciones o modelos de movimiento de agua en el suelo.

La caracterización hidrológica de los suelos es esencial para la correcta evaluación de los flujos de retorno del regadío y contaminantes aportados a las masas de agua

(Dechmi et al., 2013); para entender la evolución de la salinidad y sodicidad del suelo (Herrero et al., 2011; Herrero y Pérez-Coveta, 2005; Nogués et al., 2006); para el impacto de las diferentes prácticas de riego en el consumo de agua (Barros et al., 2011a; Jiménez-Aguirre et al., 2014; Nogués y Herrero, 2003); o para establecer el interés o necesidad de modernización del riego de cada unidad de suelo incluida en un polígono de riego (Herrero et al., 2007).

De esta manera, la gestión del suelo debe basarse en bases de datos cartográficas (Fernández-Getino y Duarte, 2015; Iñigo et al., 2012); aunque hace ya más de 20 años Herrero y Bercero (1991) señalaban la falta de una cartografía sistemática a escala adecuada para el regadío español y más en concreto en la zona del medio Valle del Ebro. Con el incremento de la tecnificación y modernización del regadío, la calidad de la información sobre el riego aplicado contrasta hoy en día con la edafológica cuya utilización puede ayudar a la minimización de las afecciones ambientales del regadío (Nogués y Herrero, 2000; Nogués, 2002).

Un ejemplo sería el desarrollo de modelos de movimiento de agua en la zona no saturada aplicado a las zonas regables modernizadas o en proceso de modernización, que permita realizar simulaciones del efecto de estas actuaciones. La información obtenida de los modelos sería aplicable a diferentes niveles: evaluando la idoneidad de la modernización, para su diseño o en la posterior gestión de la zona regable.

Hasta ahora los estudios desarrollados en la VID (Aragüés et al., 1985; Barros et al., 2011a, 2011b, 2012a, 2012b; Faci et al., 1985; Isidoro et al., 2004, 2006a, 2006b), mediante un modelo empírico agregado basado en el balance de agua disponible en el suelo, empleaban propiedades medias de los suelos (capacidad de campo y punto de marchitez); adecuado para el nivel de información disponible entonces (superficie total ocupada por los principales cultivos; datos meteorológicos diarios; y prácticas de riego usuales medias). Este modelo ha permitido determinar el drenaje del regadío como contribución al nivel freático somero que alimenta el B<sup>co</sup> Violada y efectuar un balance de agua del sistema completo a nivel mensual (1995-2008) en el que se estimaron los principales flujos de agua, incluidas las filtraciones de los canales (Barros et al., 2011a; 2011b).

Sin embargo, la modernización del sistema de riego de la AWUA ofrece una información más detallada sobre el manejo del riego (volumen de riego y duración diaria a nivel de hidrante) y la distribución de los cultivos mediante sistemas de información geográfica (Geographic Information System; GIS). Esta información junto con una caracterización hidrológica al nivel adecuado de detalle de la zona no saturada (capacidad de almacenamiento de agua y conductividad hidráulica), presentada en esta tesis, permitirá definir un modelo diario desagregado, basado en los diferentes tipos de suelo, tipos de cultivos y su manejo (riego), y establecer el drenaje de cada unidad de respuesta hidrológica (entendidas como unidades homogéneas en cuanto a tipo de suelo, cultivo y manejo del riego, que se habrán de definir con ayuda de GIS) como contribución al acuífero (recarga).

Finalmente, en una próxima línea de trabajo, una vez caracterizada y modelizada la zona no saturada, las salidas de drenaje desagregadas serían las entradas principales para el modelo de la zona saturada. Este modelo permitirá una simulación más precisa del movimiento del agua y solutos (particularmente sales y contaminantes) del sistema completo de la VID incluyendo el sistema de distribución, las zonas de secano (como contribuyente de entradas superficiales y subterráneas), la zona no saturada y el acuífero; todo ello calibrado en condiciones de riego por superficie y aspersión en la VID (Schoups et al., 2005). Una vez el modelo esté validado, para ambos sistemas de riego, se podrán evaluar diferentes escenarios de manejo (Gates et al., 2006) y se tendrán definidas las bases para extender el análisis a otras cuencas de riego con menor cantidad de datos de riego que se vayan modernizando o que hayan sido modernizadas (Gates et al., 2012; Playán et al., 2000; Skhiri y Dechmi, 2012;).

## **I.7. Objetivos de la tesis**

Puestas en valor la importancia del regadío en España y las implicaciones de una mala gestión así como la necesidad de establecer las bases para una evaluación objetiva del proceso de modernización de los regadíos españoles, el objetivo principal de esta Tesis Doctoral es evaluar las implicaciones de la modernización de una zona regable desde un punto de vista ambiental (detracción de agua y calidad y cantidad de los flujos de retorno del regadío) y agronómico (uso de recursos de agua y fertilización nitrogenada).

Se pretende evaluar la Zona Regable de La Violada (VID) antes y después de la modernización del sistema de riego de la Comunidad de Regantes de Almodóvar (AWUA) desde un sistema de riego tradicional por inundación a un sistema presurizado por aspersión. Para ello se plantean los siguientes objetivos específicos:

1. Cuantificar el balance salino y el nitrato exportado en los flujos de retorno así como establecer los indicadores hidrológicos y de calidad de riego en la VID para dos periodos de tiempo representativos de cada sistema de riego con similar intensidad de cultivo siendo el maíz el cultivo dominante.
2. Establecer, para los principales cultivos presentes la AWUA (maíz, alfalfa y cereal), las eficiencias de uso de agua y la eficiencia de uso del nitrógeno antes y después de la modernización de su sistema de riego (para los mismos periodos anteriores) y analizar las principales implicaciones de la modernización sobre el manejo del cultivo (riego y fertilización) y el rendimiento obtenido.
3. Caracterizar hidrológicamente en la VID las principales propiedades del suelo relacionadas con el manejo del riego, así como vincular su variabilidad en el entorno. Se pretende establecer unidades hidrológicas homogéneas para la futura aplicación de modelos distribuidos de agua en el suelo que permitan mejorar los balances de agua en el suelo de la VID.

El aporte fundamental de esta tesis reside en el origen de la información con datos reales de riego, rendimientos y fertilización de la situación previa de riego por inundación y la posterior de riego por aspersión; tomados bajo las mismas condiciones de intensidad de cultivo (predominio del cultivo de maíz en inundación y de maíz o dobles cosechas en aspersión). Esto permite la evaluación de las obras de

transformación en sí, eliminando la incertidumbre que pudieran ocasionar las estimaciones basadas en distintos cultivos con diferentes requerimientos.

## **I.8. Estructura de la Tesis**

Atendiendo a los objetivos anteriores, la tesis se estructura en siete capítulos, cinco de ellos redactados en lengua española y dos en lengua inglesa debido a su envío a una revista científica para su publicación. Por ello se ha optado por emplear las abreviaturas inglesas para toda la redacción de la tesis.

### **❖ Capítulo I: Introducción general**

En este capítulo se presenta la problemática ambiental asociada al regadío a nivel mundial, focalizando la situación en España y en el Valle del Ebro como zona semi-árida. Se justifica la necesidad del proceso de modernización de los viejos sistemas de riego al que se encuentra sometido España en los últimos años invirtiendo grandes sumas de capital y trabajo. Además se explica la importancia de los balances de agua como herramienta para la valoración de las actuaciones realizadas y la necesidad de realizar dichas valoraciones comparando situaciones equivalentes con una buena base cartográfica.

### **❖ Capítulo II: Descripción de la zona**

En este capítulo se describe la Zona Regable de La Violada, su localización, climatología, geología, geomorfología y los estudios previos realizados en ella desde los años 80s. También realiza una descripción del antiguo y el nuevo sistema de riego así como los periodos de estudio considerados en la tesis.

### **❖ Capítulo III: Balance hidrosalino y nitrógeno exportado por los retornos de riego por superficie y por aspersión.**

En este capítulo se realiza la evaluación del impacto de la modernización del riego en la VID desde un punto de vista ambiental mediante análisis del balance hidrosalino y la masa exportada de N. Para los diferentes periodos de riego considerados se analiza la vinculación de las masas exportadas con los diferentes términos del balance de agua y se determinan los índices hidrológicos que permitirán comparar los dos sistemas de

riego. Además se estudia el peligro de salinización de la VID que pudiera estar ocasionado por escaso lavado de sales debido al riego por aspersión.

❖ **Capítulo IV. Manejo del agua y la fertilización nitrogenada en riego por superficie y por aspersión.**

En este capítulo se realiza la evaluación del impacto de la modernización del riego en la Comunidad de Regantes de Almodóvar (AWUA; 92% de la superficie de la VID) desde un punto de vista agronómico mediante el análisis de las eficiencias uso del agua y la eficiencia de uso del nitrógeno para los principales cultivos presentes en la AWUA. Se analiza el manejo del agua y la fertilización de estos cultivos y los rendimientos obtenidos bajo ambos sistemas de riego.

Unos primeros resultados preliminares de este capítulo, con solo un año de riego por aspersión para comparar los sistemas de riego, fueron publicados en la revista Tierras de Castilla y León:

Jiménez-Aguirre, M.T., Isidoro, D., 2012. Efectos de la modernización de la Comunidad de Regantes de Almodóvar (Huesca) sobre el cultivo del maíz, Tierras, nº193, 102-109 pp, Disponible en <http://hdl.handle.net/10532/1958>.

❖ **Capítulo V: Soil variability in La Violada irrigation district (Spain): I Delineating soil units for irrigation**

En este capítulo sienta las bases de la caracterización hidrológica de la VID y traza el mapa de suelos de la VID, estableciendo las principales propiedades vinculadas con el contenido de agua en el suelo. Se elaboran mapas temáticos con dichas propiedades y se relacionan con el manejo del riego.

❖ **Capítulo VI: Soil variability in La Violada irrigation district (Spain): II Characterizing hydrologic and salinity features**

Este capítulo completa la caracterización hidrológica iniciada en el capítulo anterior. Las propiedades descritas servirán para definir la capacidad de almacenamiento de agua y su movimiento en la zona de raíces, y establecer unidades hidrológicas homogéneas con el objetivo de la modelización discreta de la zona no saturada de la VID. Para ello se establecen funciones de pedotransferencia para las diferentes unidades. El capítulo se completa con un análisis de la salinidad y sodicidad de sus suelos.

El contenido de estos dos capítulos (V y VI) ha sido publicado en la revista GEODERMA bajo el formato de una serie de publicaciones:

Jiménez-Aguirre, M.T., Isidoro, D., Usón, A, 2017. Soil variability in La Violada Irrigation District (Spain): I Delineating soil units for irrigation. *Geoderma*. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.04.025 (In press)

Jiménez-Aguirre, M.T., Isidoro, D., Usón, A, 2017. Soil variability in La Violada Irrigation District (Spain): II Characterizing hydrologic and salinity features. *Geoderma*. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.04.024 (In press)

### ❖ **Capítulo VII: Conclusiones generales**

Este capítulo analiza de manera conjunta y para toda la VID las implicaciones ambientales y agronómicas de la modernización del sistema de riego de la AWUA y se plantean algunas recomendaciones para trabajos futuros.

Cada capítulo reúne independientemente la bibliografía referenciada en su desarrollo.

Esta tesis completa el trabajo iniciado en los años 1980 (Aragüés et al, 1985; Faci et al, 1985; Bellot y Golley, 1989a, Bellot et al., 1989) y continuado después por Isidoro (2006a, 2006b) y Barros (2011a, 2011b, 2012a, 2012b) en el seguimiento de masas exportadas a través del B<sup>co</sup> de La Violada.

## I.9. Bibliografía

- Alarcón, J., Garrido, A., Juana, L., 2016. Modernization of irrigation systems in Spain: review and analysis for decision making. *International Journal of Water Resources Development*, 32, 442-458.
- Alberto, F., Aragüés, R., 1986. Curvas de tendencia Salinidad-Tiempo de las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro, En: *Sistema integrado del Ebro. Estudio interdisciplinar: Convenio de Cooperación Científico-técnica Hispano-Americano*, pp. 237-257.
- Alberto, F., Machin, J., Aragüés, R., 1986. La problemática general de la salinidad en la Cuenca del Ebro, En: *Sistema integrado del Ebro. Estudio interdisciplinar: Convenio de Cooperación Científico-técnica Hispano-Americano*, pp. 221-236.
- Aragüés, R., Tanji, K.K., 2003. Water quality of irrigation return flows. En: Stewart, B.A., Howell, T.A. (Eds.), *Encyclopedia of Water Science*. Marcel Dekker, New York, USA, pp. 502-506.
- Aragüés, R., Tanji, K.K., Quílez, D., Alberto, F., Faci, J.M., Machín, J., Arrúe, J.L., 1985. Calibration and verification of an irrigation return-flow hydrosalinity model. *Irrigation Science*, 6, 85-94.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2011a. Long-term water balances in La Violada irrigation district (Spain): I. Sequential assessment and minimization of closing errors. *Agricultural Water Management*, 102, 35-45.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2011b. Long-term water balances in La Violada Irrigation District (Spain): II. Analysis of irrigation performance. *Agricultural Water Management*, 98, 1569-1576.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2012a. Irrigation management, nitrogen fertilization and nitrogen losses in the return flows of La Violada irrigation district (Spain). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 155, 161-171.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2012b. Three study decades on irrigation performance and salt concentrations and loads in the irrigation return flows of La Violada irrigation district (Spain). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 151, 44-52.
- Bellot, J., Golley, F., Aguinaco, M.T., 1989. Environmental consequences of salts exports from an irrigated landscape in the ebro river Basin, Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 27, 131-138.
- Bellot, J., Golley, F.B., 1989. Nutrient input and output of an irrigated agroecosystem in an Arid Mediterranean landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 25, 175-186.
- Berbel, J., Gutiérrez-Martín, C., Rodríguez-Díaz, J.A., Camacho, E., Montesinos, P., 2015. Literature Review on Rebound Effect of Water Saving Measures and Analysis of a Spanish Case Study. *Water Resources Management*, 29, 663-678.

- Betrán, F., 2006. Revisión de la fertilización nitrogenada. En: Gobierno de Aragón. Departamento de Agricultura y Alimentación. (Ed.), Fertilización Nitrogenada. Guía de Actualización. Informaciones Técnicas., pp. 24-37.
- Bonaiti, G., Borin, M., 2010. Efficiency of controlled drainage and subirrigation in reducing nitrogen losses from agricultural fields. *Agricultural Water Management*, 98, 343-352.
- Brown, L.R., 2006. Plan B 2.0: Rescuing a Planet under Stress and a Civilization in Trouble. W. W. Norton, New York, USA, pp. 365.
- Burt, C.M., Clemmens, A.J., Strelkoff, T.S., Solomon, K.H., Bliesner, R.D., Hardy, L.A., Howell, T.A., Eisenhauer, D.E., 1997. Irrigation performance measures: Efficiency and uniformity. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 123, 423-442.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8, 559-568.
- Causapé, J., Quílez, D., Aragués, R., 2004a. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level: I. Irrigation quality. *Agricultural Water Management*, 70, 195-209.
- Causapé, J., Quílez, D., Aragués, R., 2004b. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level: II. Salt and nitrate loads in irrigation return flows. *Agricultural Water Management*, 70, 211-228.
- Cavero, J., Beltrán, Á., Aragués, R., 2003. Nitrate Exported in Drainage Waters of Two Sprinkler-Irrigated Watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 32, 916-926.
- CITA-CHE, 2007. Control de los retornos de las actividades agrarias de la Cuenca del Ebro: evaluación de las tendencias de la calidad del agua, control experimental de los retornos y propuesta de red de control. Informe final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) del año 2006, 285 pp, Disponible en <http://chebro.es/contenido.visualizar.do?idContenido=14417&idMenu=3087>.
- Contor, B.A., Taylor, R.G., 2013. Why improving irrigation efficiency increases total volumen of consumptive use. *Irrigation and Drainage*, 62, 273-280.
- CHE, 1976. Memoria 1946-1975 de la Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio de Obras Públicas, Zaragoza, pp. 474.
- Dechmi, F., Isidoro, D., Stambouli, T., 2013. A phosphorus index for use in intensive irrigated areas. *Soil Use and Management*, 29, 64-75.
- Díez, J.A., Caballero, R., Roman, R., Tarquis, A., Cartagena, M.C., Vallejo, A., 2000. Integrated Fertilizer and Irrigation Management to Reduce Nitrate Leaching in Central Spain. *Journal of Environmental Quality*, 29, 1539-1547.

- Dougherty, T.C., Hall, A.W., Wallingford, H.r., 1995. Environmental impact assessment of irrigation and drainage projects. FAO Paper: Irrigation and Drainage 53. Roma (Italy).
- Faci, J.M., Aragüés, R., Alberto, F., Quílez, D., Machín, J., Arrúe, J.L., 1985. Water and salt balance in an irrigated area of the Ebro River Basin (Spain). *Irrigation Science*, 6, 29-37.
- Faganeli, J., Avčín, A., Fanuko, N., Malej, A., Turk, V., Tušnik, P., Vrišer, B., Vukovič, A., 1985. Bottom layer anoxia in the central part of the Gulf of Trieste in the late summer of 1983. *Marine Pollution Bulletin*, 16, 75-78.
- FAO, 1997. Modernization of irrigation schemes: past experiences and future options. Water Report 12. FAO/RAP Publication 1997/22, Bangkok, Thailand pp. 258.
- FAO, 2002. Agua y cultivos, logrando el uso óptimo del agua en la agricultura, Roma (Italy), pp. 22.
- FAO, 2011. El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura. La gestión de los sistemas en situación de riesgo. , Roma (Italy) y Mundi-Prensa, Madrid (España), pp. 314.
- FAO, 2016. Base de datos principal de AQUASTAT. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Último acceso Abril 2017.
- Fernández-García, I., Rodríguez-Díaz, J.A., Camacho-Poyato, E., Montesinos, P., Berbel, J., 2014. Effects of modernization and medium term perspectives on water and energy use in irrigation districts. *Agricultural Systems*, 131, 56-63.
- García-Garizábal, I., Valenzuela, J.C., Abrahão, R., 2009. Evolution of the efficiency and agro-environmental impact of a traditional irrigation land in the middle Ebro Valley (2001-2007). *Spanish Journal of Agricultural Research*, 7, 465-473.
- Gates, T.K., Cody, B.M., Donnelly, J.P., Herting, A.W., Bailey, R.T., Mueller Price, J., 2009. Assessing selenium contamination in the irrigated stream-aquifer system of the Arkansas River, Colorado. *J Environ Qual*, 38, 2344-56.
- Gates, T.K., Garcia, L.A., Hemphill, R.A., Morway, E.D., Elhaddad, A., 2012. Irrigation practices, water consumption, & return flows in Colorado's lower Arkansas River Valley: field and model investigations, CAES Report No. TR12-10. Colorado Water Institute. Colorado State University. Fort Collins (CO). USA.
- Gates, T.K., Garcia, L.A., Labadie, J.W., 2006. Toward optimal water management in Colorado's Lower Arkansas River Valley: monitoring and modeling to enhance agriculture and environment, Technical report (Colorado Agricultural Experiment Station) TR-06-10. Colorado Water Institute. Colorado State University. Fort Collins (CO). USA.
- Goolsby, D.A., Battaglin, W.A., 2001. Long-term changes in concentrations and flux of nitrogen in the Mississippi River Basin, USA. *Hydrological Processes*, 15, 1209-1226.

- Herrero, J., Netthisinghe, A., Hudnall, W.H., Pérez-Coveta, O., 2011. Electromagnetic induction as a basis for soil salinity monitoring within a Mediterranean irrigation district. *Journal of Hydrology*, 405, 427-438.
- Herrero, J., Pérez-Coveta, O., 2005. Soil salinity changes over 24 years in a Mediterranean irrigated district. *Geoderma*, 125, 287-308.
- Herrero, J., Robinson, D.A., Nogués, J., 2007. A regional soil survey approach for upgrading from flood to sprinkler irrigation in a semi-arid environment. *Agricultural Water Management*, 93, 145-152.
- Isidoro, D., Quílez, D., Aragüés, R., 2006a. Environmental impact of irrigation in La Violada District (Spain): I. Salt export patterns. *Journal of 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 of Environmental Quality*, 35, 776-785.
- Jacobsen, T., Adams, R.M., 1958. Salt and silt in ancient Mesopotamian agriculture. *Science*, 128, 1251-1258.
- Ji, X., Kang, E., Chen, R., Zhao, W., Zhang, Z., Jin, B., 2006. The impact of the development of water resources on environment in arid inland river basins of Hexi region, Northwestern China. *Environmental Geology*, 50, 793-801.
- Jiménez-Aguirre, M.T., Isidoro, D., Barros, R., 2014. Effect of irrigation modernization on water and nitrogen use efficiency, European Geosciences Union General Assembly 2014 (EGU). Vienna (Austria), 27th April - 2nd May 2014. Vol. 16, EGU2014-775.
- Jordan, T.E., Correll, D.L., Weller, D.E., 1997. Relating nutrient discharges from watersheds to land use and streamflow variability. *Water Resources Research*, 33, 2579-2590.
- Larsson, U., Elmgren, R., Wulff, F., 1985. Eutrophication and the Baltic Sea: causes and consequences. *Ambio* (Sweden).
- Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., Aragüés, R., 2009. Efecto de la modernización de regadíos sobre la cantidad y la calidad de las aguas: la cuenca del Ebro como caso de estudio. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). Ministerio de Ciencia e Innovación, (España), pp. 92.
- Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., Aragüés, R., 2010a. Irrigation modernization and water conservation in Spain: The case of Riegos del Alto Aragón. *Agricultural Water Management*, 97, 1663-1675.
- Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., Aragüés, R., 2010b. Irrigation Modernization in Spain: Effects on Water Quantity and Quality-A Conceptual Approach. *International Journal of Water Resources Development*, 26, 265-282.

- Lecina, S., Playán, E., Isidoro, D., Dechmi, F., Causapé, J., Faci, J.M., 2005. Irrigation evaluation and simulation at the Irrigation District V of Bardenas (Spain). *Agricultural Water Management*, 73, 223-245.
- Li, X., Hu, C., Delgado, J.A., Zhang, Y., Ouyang, Z., 2007. Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in north china plain. *Agricultural Water Management*, 89, 137-147.
- Lorenzo-González, M.A., Isidoro, D., Quílez, D., 2014. Long term salinity trends in the Ebro River (Spain), Third International Salinity Forum., Riverside, CA (USA). 16-18th June 2014.
- MAPAMA, 2015a. Encuesta de Superficies y Rendimientos de Cultivos (ESYRCE). Análisis de los regadíos españoles Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA), Madrid.
- MAPAMA, 2015b. Nota de prensa del 18 de Marzo de 2015. Aumenta la superficie regada en España pero se mantiene una tendencia a la baja en el volumen de agua de riego utilizado en el sector agrario. <http://www.mapama.gob.es/es/prensa/noticias/aumenta-la-superficie-regada-en-espa%C3%B1a-pero-se-mantiene-una-tendencia-a-la-baja-en-el-volumen-de-agua-de-riego-utilizado-en-el-sector-agrario-/tcm7-367091-16>. Último acceso Abril 2017
- MAPAMA, 2016. Encuesta de Superficies y Rendimientos de Cultivos (ESYRCE). Resultados Nacionales y Autonómicos. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA), Madrid.
- MARM - Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino, 2002. Plan Nacional de Regadíos
- MARM - Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino, 2006. Plan de choque de modernización de regadíos
- MARM - Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino, 2010. Estrategia Nacional para la Modernización Sostenible de los Regadíos
- Micklin, P., Aladin, N.V., 2008. Reclaiming the Aral Sea. *Scientific American*, 298, 64-71.
- Molden, D., 1997. Accounting for water use and productivity. SWIM Paper 1. International Irrigation Management Institute, Colombo, Sri Lanka.
- Moncheva, S., Gotsis-Skretas, O., Pagou, K., Krastev, A., 2001. Phytoplankton Blooms in Black Sea and Mediterranean Coastal Ecosystems Subjected to Anthropogenic Eutrophication: Similarities and Differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53, 281-295.
- NASA, 2014. Earth Observatory. National Aeronautics and Space Administration (NASA). <https://earthobservatory.nasa.gov/IOTD/view.php?id=84437&src=eoaiotd> Último acceso ABRIL 2017.

- NASA, 2016. Earth Observatory. National Aeronautics and Space Administration (NASA). <https://earthobservatory.nasa.gov/IOTD/view.php?id=84437&src=eo-iotd>Último acceso ABRIL 2017.
- Nogués, J., Herrero, J., 2003. The impact of transition from flood to sprinkler irrigation on water district consumption. *Journal of Hydrology*, 276, 37-52.
- Nogués, J., Robinson, D.A., Herrero, J., 2006. Incorporating Electromagnetic Induction Methods into Regional Soil Salinity Survey of Irrigation Districts. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70, 2075-2085.
- OMS, 2006. Guías para la calidad del agua potable. Volumen 1: Recomendaciones. Organización Mundial de la Salud. OMS, Ginebra (Suiza). Disponible en: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/gdwq3rev/es/](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/es/).
- Ongley, E., 1996. Control of water pollution from agriculture. *FAO Paper: Irrigation and Drainage 55*. Rome (Italy), pp. 112.
- Perry, C., 2007. Efficient irrigation; inefficient communication; flawed recommendations. *Irrigation and drainage*, 56, 367-378.
- Perry, C., 2011. Accounting for water use: Terminology and implications for saving water and increasing production. *Agricultural Water Management*, 98, 1840-1846.
- Perry, C., Steduto, P., Allen, R.G., Burt, C.M., 2009. Increasing productivity in irrigated agriculture: Agronomic constraints and hydrological realities. *Agricultural Water Management*, 96, 1517-1524.
- Playán, E., Mateos, L., 2006. Modernization and optimization of irrigation systems to increase water productivity. *Agricultural Water Management*, 80, 100-116.
- Playán, E., Slatni, A., Castillo, R., Faci, J.M., 2000. A case study for irrigation modernisation: II Scenario analysis. *Agricultural Water Management*, 42, 335-354.
- Postel, S., 1989. Water for agriculture: facing the limits. *Worldwatch Paper 93*. Worldwatch Institute Washington, DC, pp. 54.
- Quemada, M., Baranski, M., Nobel-de Lange, M., Vallejo, A., Cooper, J., 2013. Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their effects on crop yield. *Agriculture, ecosystems & environment*, 174, 1-10.
- Quílez, D., 1998. La salinidad en las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro: análisis del impacto potencial del regadío de Monegros II. PhD Thesis, Universidad de Lleida, Lleida, 352 pp.
- Quílez, D., Yagüe, M.R., Isla, R., 2006. Lavado de nitrato y riego. En: Gobierno de Aragón. Departamento de Agricultura y Alimentación. (Ed.), Fertilización Nitrogenada. Guía de Actualización. Informaciones Técnicas., pp. 39-51.

- Rhoades, J.M., Kandiah, A., Mashali, A.M., 1992. The use of saline waters for crop production. FAO Paper: Irrigation and Drainage 48. Rome (Italy), pp. 147.
- Rodríguez-Díaz, J.A., Pérez-Urrestarazu, L., Camacho-Poyato, E., Montesinos, P., 2011. The paradox of irrigation scheme modernization: more efficient water use linked to higher energy demand. 2011, 9, 9.
- Ruiz, J.M., Oliván, C., 2003. Agua y población en Aragón. En: Consejo Economico y Social de Aragón (Ed.), Uso y Gestión del Agua en Aragón., pp. 203-218.
- Scofield, C.S., 1940. Salt balance in irrigated areas. *Journal of Agricultural Research*, 61, 17-39.
- Schoups, G., Hopmans, J.W., Young, C.A., Vrugt, J.A., Wallender, W.W., Tanji, K.K., Panday, S., 2005. Sustainability of irrigated agriculture in the San Joaquin Valley, California. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102, 15352-15356.
- Seckler, D., Molden, D., Sakthivadivel, R., 2003. The concept of efficiency in water resources management and policy. *Water productivity in agriculture: Limits and opportunities for improvement*, 37-51.
- Skhiri, A., Dechmi, F., 2012. Evaluation Of BMPs Scenarios For Minimizing Phosphorus And Sediments Transport In Sprinkler Irrigation System. 21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality and the Environment Conference Proceedings, May 27-June 1, 2012, Bari, Italy.
- Smith, R.J., Hancock, N.H., 1986. Leaching requirement of irrigated soils. *Agricultural Water Management*, 11, 13-22.
- Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100, 179-196.
- Soto-García, M., Martínez-Alvarez, V., García-Bastida, P.A., Alcon, F., Martín-Gorrioz, B., 2013. Effect of water scarcity and modernisation on the performance of irrigation districts in south-eastern Spain. *Agricultural Water Management*, 124, 11-19.
- Tanji, K.K., Kielen, N.C., 2002. Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas. FAO Irrigation and drainage paper 61. pp. 188.
- 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.
- Thayalakumaran, T., Bethune, M., McMahon, T.A., 2007. Achieving a salt balance—Should it be a management objective? *Agricultural water management*, 92, 1-12.
- Tolmazin, D., 1985. Changing coastal oceanography of the Black Sea II: Mediterranean effluent. *Progress in Oceanography*, 15, 277-316.

UE - Unión Europea, 2000. Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Boletín oficial L327; 22/12/2000: 1-72

Vitousek, P., Aber, J., Howarth, R., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Causes and consequences, *Issues in Ecology*, 1997, 1: 1–17. Google Scholar.

Willardson, L., Allen, R., Frederiksen, H., 1994. Elimination of irrigation efficiencies, USCID 13th Technical Conference, Denver (CO), USA, pp. 17.



## **CAPÍTULO II**

---

### ***DESCRIPCIÓN DE LA ZONA***



## Capítulo II. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

### II.1. Localización de la zona de estudio

La zona regable de La Violada (Violada Irrigation District; VID) se encuentra situada en la provincia de Huesca a 18 km de la capital y ocupa la parte baja de la cuenca del Barranco de La Violada aguas arriba de la estación de aforo situada en el paraje de La Pardina [EA 230 de la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE); Fig. II.1]. Los límites de la zona están definidos por el Canal de Monegros, la acequia de La Violada y la acequia de Santa Quiteria, abarcando una superficie de 5234 ha, de las cuales el 92% (4808 ha) pertenece a la Comunidad de Regantes de Almudévar (AWUA), el 7% a la Comunidad de Regantes Tardienta (CRT; 382 ha) y el 1% restante a la Comunidad de Regantes de Gurrea (CRG; 44 ha).

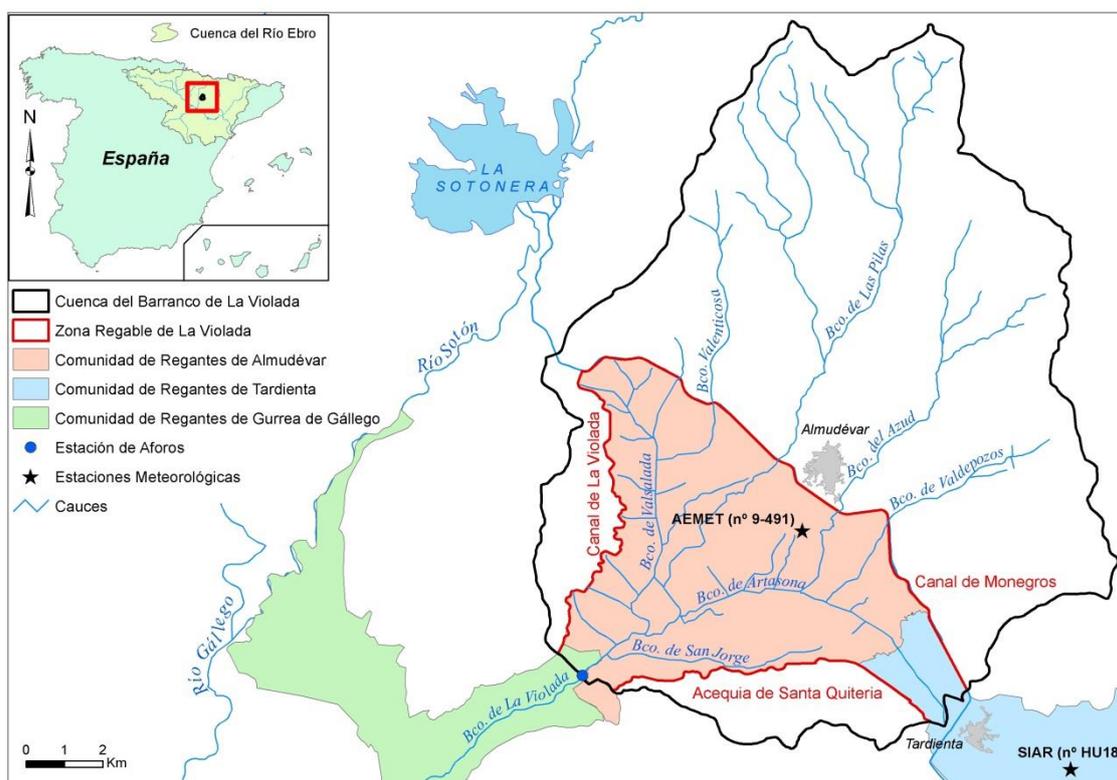


Fig. II.1. La zona regable de La Violada, comunidades de regantes que la forman y cuenca hidrográfica del Barranco de La Violada, situada en la Cuenca del Ebro

El 99% de la superficie de la AWUA se encuentra dentro de la VID, sólo una pequeña superficie de 72 ha está situada fuera de los límites de la VID, al sureste de la estación de aforos (Fig. II.1). El escaso porcentaje que ésta representa sobre el total de la AWUA

(1%), lleva a considerar a todos los efectos la totalidad de la AWUA incluida dentro de la VID.

## II.2. Clima

La principal fuente de datos climáticos hasta el año 2008 ha sido la estación meteorológica de Almudévar (nº 9-491) situada en el interior de la VID (Fig. II.1). Esta estación pertenece a la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y a la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). A partir de 2009 se han utilizado los datos más completos de la estación de la Red SIAR (Sistema de Información Agroclimática para el Regadío; HU18) del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) ubicada dentro de la CRT, al sureste de la VID (Fig. II.1).

La precipitación media anual fue de 458 mm para el periodo 1964-2014, con una tendencia decreciente de 19 mm/década (Fig. II.2). La variabilidad anual es amplia, siendo el año más seco 1998 con 228 mm y el más lluvioso 1969 con 819 mm. Las precipitaciones se concentran en primavera y otoño siendo menores en verano e invierno (Fig. II.3a). La temperatura media fue de 13.5 °C con una temperatura media mensual máxima de 30.5 °C y una temperatura media mensual mínima de 0.7 °C. El mes más caluroso es julio (temperatura media de 22.8 °C) y el más frío enero (temperatura media 5.0 °C).

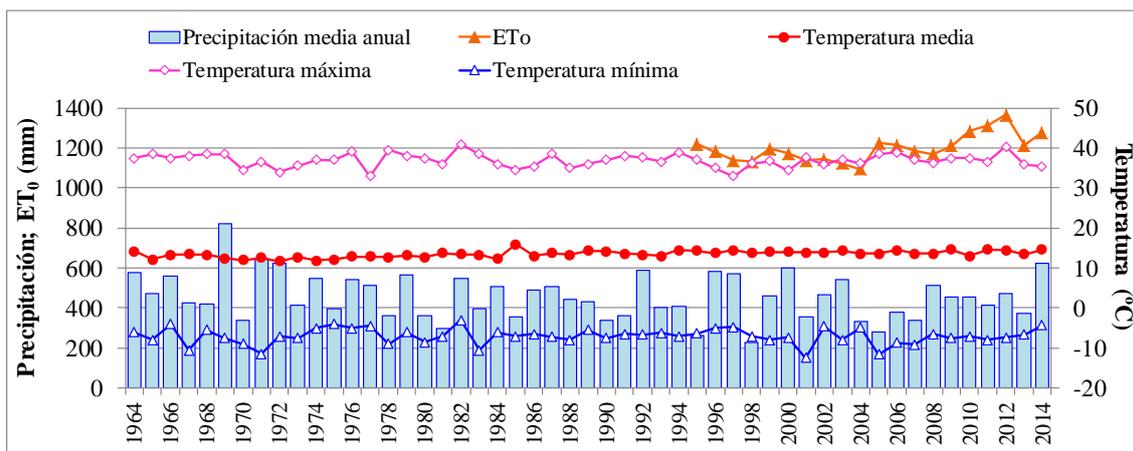


Fig. II.2. Precipitación y, temperatura media, máxima y mínima anual desde 1964 a 2014 y evapotranspiración de referencia desde 1995 a 2014 en la VID.

La evapotranspiración de referencia ( $ET_0$ ; Fig. II.2) fue calculada por Barros (2011a) según el método de Penman-Monteith (Allen et al., 1998) para el periodo de 1995-2008. A partir de 2009 los datos se han tomado de la estación SIAR de Tardienta donde son

determinados por el mismo método. La  $ET_0$  media anual para el periodo de 1995-2014 fue de 1199 mm presentando una baja variabilidad interanual ( $CV = 6\%$ ) y una tendencia creciente de 0.31 mm/década. El máximo se registró para el año 2012 con un valor de 1363 mm, siendo el mínimo de 1095 mm en el año 2004. El máximo mensual se registró en el julio de 2010 con un valor de 224 mm y el mínimo mensual en diciembre de 2006 con un valor de 18 mm. Prácticamente todo el año es deficitario de agua siendo la  $ET_0$  superior a la precipitación media en todos los meses excepto de noviembre a enero (Fig. II.3b).

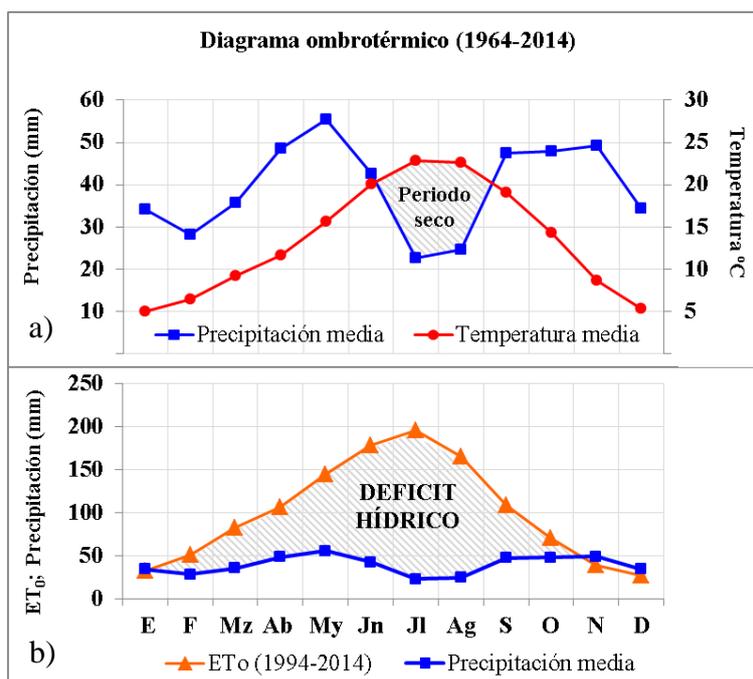


Fig. II.3. a) Diagrama ombrotérmico y b) Déficit hídrico [diferencia entre Evapotranspiración de referencia ( $ET_0$ ) y Precipitación media] para la Zona Regable de la Violada (VID).

El diagrama ombrotérmico (Fig. II.3a) muestra que el clima de la VID es de tipo mediterráneo, con un periodo seco (precipitación mensual menor que el doble de la temperatura media mensual) entre los meses de junio y septiembre.

Estos resultados son similares a los presentados por Torres (1983) para el periodo 1964 a 1983, por Isidoro (1999) para el periodo 1964 a 1997 y Barros et al. (2011a) para el periodo 1986-2008). Isidoro (1999) realizó las clasificaciones de Thornthwaite, Köpen y UNESCO las cuales se han considerado vigentes. Según Thornthwaite, se clasifica en un clima seco subhúmedo, con un exceso moderado de agua en invierno, con un valor alto de eficacia térmica (mesotérmico) que está concentrada en verano ( $C_1-B'_2-d-b'_4$ ). Atendiendo a la clasificación de Köpen se trata de un clima templado húmedo con

verano seco y caluroso (Csa). Según la clasificación UNESCO se presenta un único periodo seco entre julio y agosto [ $P(\text{mm}) < 2 \cdot T(^{\circ}\text{C})$ ] y tienen un carácter semi-árido [ $2 \cdot T(^{\circ}\text{C}) < P(\text{mm}) < 3 \cdot T(^{\circ}\text{C})$ ] los meses de junio y septiembre.

### **II.3. Clima edáfico**

Torres (1983) aplicó el método matemático de Newhall (1972), que simula los movimientos del agua dentro del sistema aire-suelo-planta, para caracterizar el clima edáfico. Así se define un régimen de humedad Xérico y un régimen de temperaturas Térmico.

Según la clasificación de la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2014), el régimen de humedad Xérico (Gr. xeros, seco) es típico de las áreas con climas mediterráneos, donde los inviernos son húmedos y frescos, y los veranos son cálidos y secos. La humedad, que se produce en el invierno, cuando la evapotranspiración potencial es mínima, es particularmente efectiva para la lixiviación. En un régimen de humedad xérico la sección de control de humedad en años normales está seca en todas partes por 45 días o más consecutivos en los 4 meses siguientes al solsticio de invierno. También en años normales, la sección de control de humedad está húmeda en alguna parte por más de la mitad de los días del año, en los que la temperatura del suelo a una profundidad de 50 cm es mayor de 5 °C, o por 90 días o más consecutivos cuando la temperatura del suelo a una profundidad de 50 cm es mayor de 8 °C. La temperatura media anual del suelo es menor de 22 °C, y las temperaturas medias del suelo del verano y del invierno difieren en 6 °C o más, a 50 cm de profundidad o a un contacto dénsico, lítico o paralítico, si está más superficial.

Por otro lado, define un suelo con régimen de temperaturas Térmico cuando cumple que la temperatura media anual del suelo es igual o mayor a 15 °C pero menor de 22 °C y la diferencia entre la temperatura media del suelo del verano y del invierno es mayor de 6 °C, a 50 cm de profundidad o a un contacto dénsico, lítico o paralítico, lo que esté más superficial.

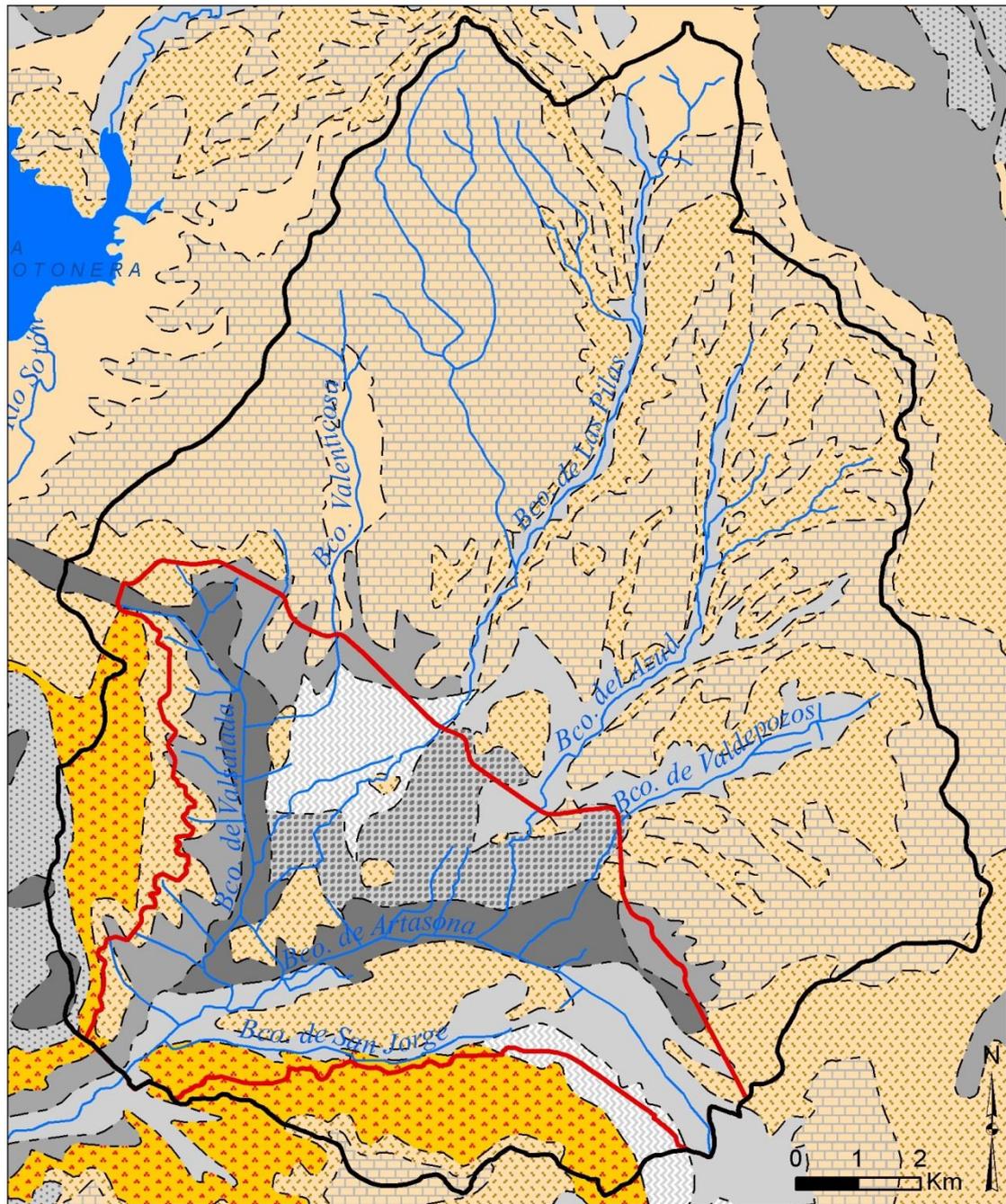
Así pues, los datos meteorológicos de la zona permiten inferir que, atendiendo a la Soil Taxonomy, los suelos de la VID tienen un régimen de humedad Xérico y un régimen de temperatura Térmico.

## II.4. Geología

Las características geológicas de la zona de estudio se han recogido de las Hojas 285 y 323 del Mapa Geológico (1/50000) del Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE, 1995a, 1995b).

El B<sup>co</sup> de La Violada se encuentra en la cuenca media del Ebro, concretamente en el valle del Río Gallego, afluente por la margen izquierda del Ebro. La cuenca del Ebro es una de carácter sedimentario cuyo relleno se realizó durante el Terciario siguiendo un modelo clásico con depósito de facies detríticas en las zonas de borde y precipitación química en el centro. Al final del Terciario pasó de ser una cuenca endorreica a una exorreica por su apertura y desagüe hacia el Mar Mediterráneo. Este cambio provocó la aparición de una etapa erosiva y el desmantelamiento progresivo de los materiales depositados con anterioridad además de la aparición de nuevos depósitos aluviales y coluviales. Las sucesivas etapas de erosión y depósito, ocurridas durante el Cuaternario, configuraron el relieve actual (ITGE, 1995a, 1995b).

Los materiales que dominan la zona regable de La Violada pertenecen al Terciario (Mioceno) y Cuaternario (Holoceno y Pleistoceno) y su origen está relacionado con los aportes fluviales y la erosión de las unidades morfológicas (Torres, 1983). La parte norte de la cuenca de La Violada (fuera de la VID, al norte del Canal de Monegros) está constituida por sedimentos carbonatados terciarios de origen lacustre-palustre (Fig. II.4). Sobre estas formaciones carbonatadas se ha ido encajando la red fluvial formando los actuales valles donde se localizan los depósitos aluviales-coluviales cuaternarios compuestos por arenas, limos y arcillas.



**Geología y Litología**

∧ ∨ Contacto discordante

- Cuaternario indiferenciado, Conglomerados; gravas; arenas y arcillas
- ▨ Cuaternario. Glacis, Gravas; arenas; limos y arcillas
- ▩ Cuaternario. Terrazas, Gravas; arenas; limos y arcillas
- ▧ Cuaternario. Abanicos aluviales y depósitos coluviales, Gravas; arenas; limos y arcillas
- Cuaternario. Dep. Aluviales, Gravas; limos y arcillas
- Cuaternario. Zonas endorréicas, Limos; arcillas y evaporitas
- Mioceno, Areniscas; limos y arcillas rojas
- Mioceno, Arcillas rojas con areniscas y limos
- Mioceno-Plioceno, Margas
- Mioceno, Calizas arenosas; areniscas calcáreas y margas
- Oligoceno-Mioceno, Yesos con arcillas y margas
- Masas de agua

— Ríos y barrancos

— Barranco de La Violada

— Zona Regable de la Violada (ZRV)

Fig. II.4. Mapa Geológico del Barranco de La Violada. Mapa Geológico Continuo España (1/50000) del Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE).

Dentro de la VID, al sur del Canal de Monegros, aparecen yesos terciarios al oeste (junto al canal de La Violada), y como testigos residuales en el centro de la VID: Este yeso aparece en muchas ocasiones formando niveles continuos de aspecto tabular (Fig. II.5). Otras veces se encuentran como nódulos y masas lenticulares intercalados entre capas de materiales limo-arcillosos, arenosos y carbonatados). En muchas ocasiones los nódulos de yeso se encuentran formando niveles continuos de aspecto tabular.



*Fig. II.5. Capa de yeso terciario (y detalle) bajo cultivo de cebada en la VID (Abril 2017).*

El resto de la VID está formada por materiales del Cuaternario de tres procedencias distintas: (i) Glacis, al oeste de Almudévar, compuestos por gravas de calizas terciarias angulosas y aplanadas, con presencia de algunas gravas con cantos de areniscas y matriz arenoso-limosa (a veces arcillosa) con algunos granos de yeso. Estos glacis corresponden a antiguos abanicos aluviales procedentes del desmantelamiento de los materiales situados al norte del polígono descritos anteriormente; (2) Al sur de Almudévar encontramos conglomerados de cantos y gravas calcáreas bien redondeadas con algo de arena y limo. Son también abanicos aluviales (no glacis) de carácter azonal por su procedencia del piedemonte pirenaico desconectados del verdadero piedemonte pero en relación con ellos; y (iii) Por último, el tercer tipo de material cuaternario identificable en el polígono está formado por arcillas y limos y en algunos casos gravas y arenas. Son depósitos ligados al lavado de las vertientes y acumulación en los fondos de valles, pies de ladera y coluviones; tienen una composición limo-arcillosa con algún nivel de gravas y algo de arena y también presentan carácter endorreico (ITGE, 1995a, 1995b).

## II.5. Geomorfología

La VID se encuentra situada en la unidad fisiográfica de la Depresión Terciaria del Ebro, próxima a su borde pirenaico, incluida en la subunidad fisiográfica del Somontano o Piedemonte Pirenaico (Alberto et al., 1984).

La geomorfología de la VID (Fig. II.6) se caracteriza por una pendiente suave en dirección N-S y unos relieves residuales de carácter yesoso al sur y al oeste de la VID y de carácter generalmente carbonatado en el interior de la VID (glacis y conos de deyección).

La VID tiene carácter semiendorreico, como constata la antigua presencia de lagunas, actualmente drenadas por el regadío (Ibáñez, 1975). Dentro de la VID se pueden encontrar vales, glacis y conos de deyección además de la propia Depresión de La Violada y afloramientos de materiales residuales del Terciario yesíferos y calcáreos.

Estas morfologías permiten distinguir tres zonas geomorfológicamente diferenciadas (Fig. II.6):

1. Fondos de valle de la Depresión de La Violada asociados a los desagües principales que drenan por la estación de aforos. Están formados por materiales aluviales cuaternarios entre los que dominan los limos y entre los que se presentan yesos y algún nivel de gravas. Es en esta unidad donde se presentaban los fenómenos de endorreísmo debidos a la horizontalidad del sustrato Terciario, que se reconocían por la aparición de lagunas (Ibáñez, 1975) o de amplias zonas de encharcamiento como consecuencia de la puesta en riego (Isidoro, 1999).
2. Los glacis y conos de deyección, al Oeste y Sur de Almudévar respectivamente, se caracterizan por numerosas gravas de naturaleza caliza (las lajas presentes en muchos suelos del polígono). La matriz es normalmente arenosa y de cemento calizo y contiene algunos granos de yeso (ITGE, 1995a).
3. Los suelos residuales del Terciario que aparecen en forma de laderas de yesos en el extremo Oeste del polígono recorridos por el canal de La Violada (Fig. II.6). En esta zona se aprecian igualmente vales encajados en los materiales yesíferos que por erosión, buscando una salida hacia los desagües, han sido rellenados por limos yesíferos. También al sur del polígono se encuentran las cuestas de yesos,

dominadas por yesos masivos que a veces aparecen cristalizados formando nódulos intercalados con arcillas y limos yesíferos. También como testigo residual de los sedimentos del Terciario de calizas y margas aparecen rodeando el Canal de Monegros y pequeñas elevaciones del terreno en forma de cerros cónicos distribuidos de forma lineal de norte a sur por el polígono, entre los fondos de valle.

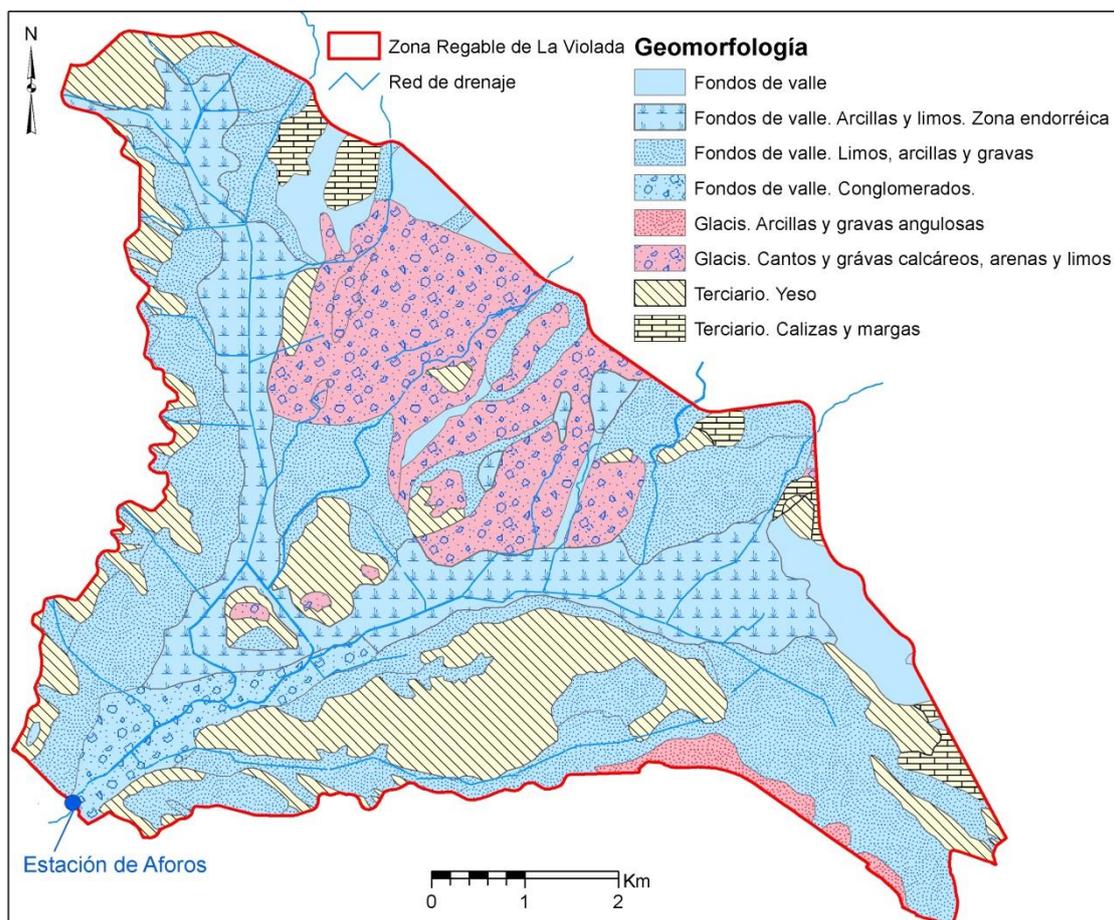


Fig. II.6. Mapa geomorfológico de la VID, adaptado del Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE, 1995a, b).

## II.6. Suelos

Torres (1983) realizó el mapa de suelos de La Violada (Fig. II.7) según la FAO-UNESCO (1974) con una baja intensidad de muestreo (10 calicatas para 5234 ha, dos de ellas fuera del polígono). Como resultado se definieron cuatro unidades de suelos (una de ellos con 6 fases adicionales diferenciadas) (Tabla II.1):

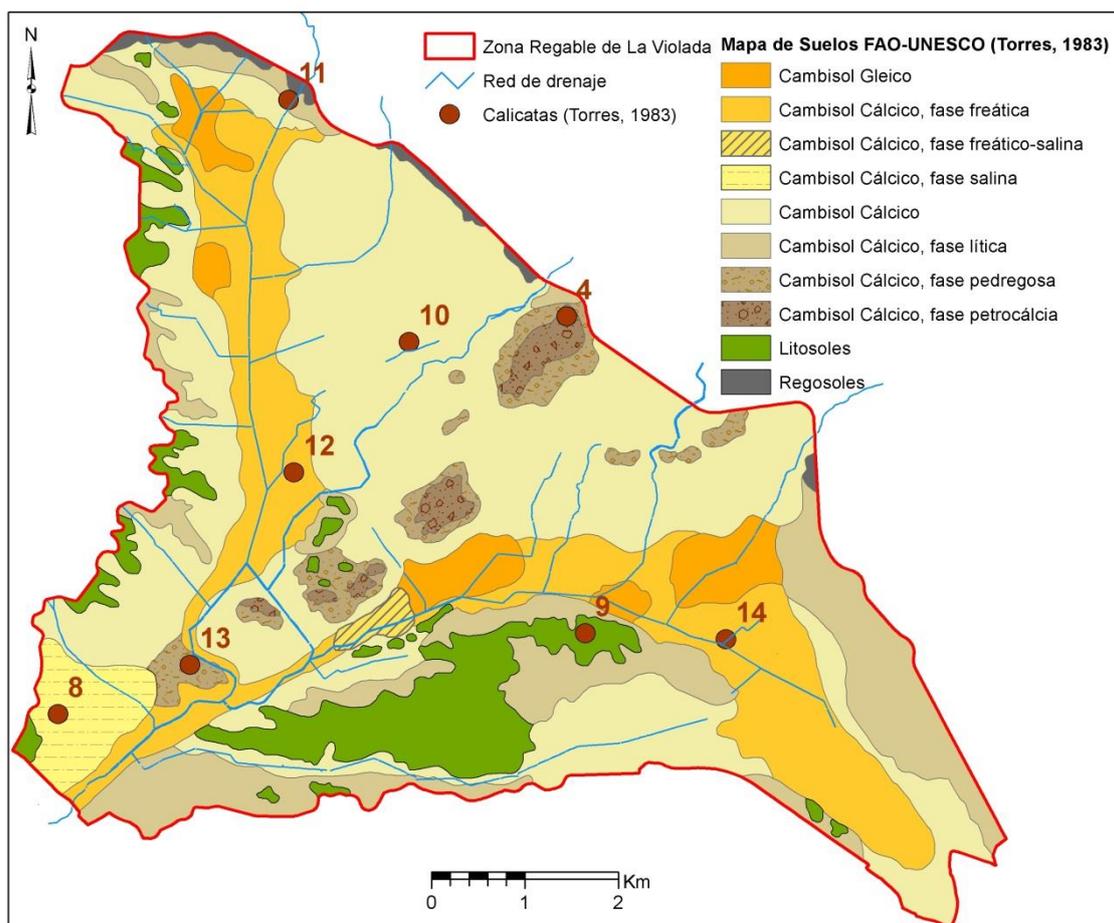


Fig. II.7. Mapa de suelos de la VID según metodología FAO, realizado por Torres (1983).

1. **Cambisoles cálcicos:** Suponen la mayor superficie del polígono (46%, Tabla II.1). Son los suelos más evolucionados, con un horizonte B de alteración y con acumulación de carbonatos, que en algunos casos tienen características hidromorfas o salinas. Además se han diferenciaron seis fases de cambisoles cálcicos en la zona:
  - a) **Cambisol cálcico en fase petrocálcica:** Debido a la costra calcárea y a la elevada pedregosidad, presentan muchos problemas para el laboreo.
  - b) **Cambisol cálcico en fase pedregosa:** Presentan materiales sueltos, por lo cual, las dificultades de laboreo son menores
  - c) **Cambisoles cálcicos en fase lítica:** Suelos poco profundos con frecuente presencia de roca coherente y dura, generalmente calizas, en los horizontes superiores (primeros 50 cm).
  - d) **Cambisol cálcico en fase salina:** Suelos que en algún horizonte, dentro de los 100 cm superiores presentan una conductividad eléctrica del extracto saturado mayor a 4 dS/m a 25 °C, indicando una salinidad actual o potencial. Se localizan al Suroeste de la zona de estudio y están formados a partir de materiales procedentes del cono de deyección de la Depresión.

- e) **Cambisol cálcico en fase freática**: Suelos que tienen la capa freática entre 3 y 5 m a partir de la superficie.
- f) **Cambisol cálcico en fase freática y salina**: Suelos con presencia de sales y de capa freática. Son suelos cuyo manejo de agua requiere especial precaución para evitar la salinización.
2. **Cambisoles gleycos**: Estos suelos tienen propiedades hidromórficas entre los 50 y 100 cm por debajo de la superficie, aunque no son salinos en los 125 cm superiores.
3. **Litsoles**: Suelos de poca profundidad que descansan generalmente sobre yesos, presentan dificultades de laboreo ya que son fácilmente erosionables, su productividad, por lo tanto, es bastante baja. Se localizan en la cuesta de yesos del sur del polígono y en las zonas más elevadas junto al antiguo canal de La Violada.
4. **Regosoles**: Se han formado a partir de los materiales depositados por la construcción del Canal de Monegros y en consecuencia, son suelos poco consolidados en los que los horizontes están muy entremezclados. La mayoría de ellos están ocupados por repoblaciones de pinos a lo largo del Canal de Monegros y la zona central de la VID.

*Tabla II.1. Unidades de Suelos definidas por Torres (1983) en la Zona Regable de La Violada: superficie total (ha), porcentaje de que ocupan y su localización dentro del la zona regable.*

TIPO	FASE	SUPERFICIE		LOCALIZACIÓN
		(ha)	(%)	
<b>Cambisoles cálcicos</b>		2406	46,0	Parte central del polígono (glacis) y ladera de la antigua acequia de La Violada
	<i>Petrocálcica</i>	76	1,5	Cotas superiores de los glacis más antiguos
	<i>Pedregosa</i>	178	3,4	Vertientes de los glacis más antiguos y con material más suelto
	<i>Lítica</i>	760	14,5	Margen sur del Canal de Monegros y alrededor de la antigua acequia de La Violada
	<i>Salina</i>	136	2,6	Suroeste de la VID
	<i>Freática</i>	944	18,0	Asociado a los barrancos de Valsalada y Artasona
	<i>Freática y salina</i>	28	0,5	B <sup>co</sup> de Artasona al pie de fases pedregosas
<b>Cambisoles gleycos</b>		230	4,4	Zonas puntuales cerca de los barrancos de escasa pendiente
<b>Litsoles</b>		428	8,2	Cuesta de los yesos del sur de la VID y zonas más elevadas del antiguo Canal de La Violada.
<b>Regosoles</b>		47	0,9	Márgenes del Canal de Monegros.

## II.7. Sistema de riego

La VID forma parte de la Comunidad General de Riegos del Alto Aragón dentro del sistema de riegos de Monegros I, de la Confederación Hidrográfica del Ebro y de la Junta de Explotación Nº 14 del Gállego y Cinca. Se riega con aguas del Río Gállego de excelente calidad ( $EC \sim 0.4$  dS/m,  $[NO_3] < 1$  mg/l y  $SAR < 1$  (mmol/l)<sup>0.5</sup>; Barros, 2012a). La captación de las aguas se realiza en la Presa de Ardisa de la que se deriva el agua al Pantano de La Sotonera (Río Sotón) del que nace el Canal de Monegros (Fig. II.1).

El proceso de transformación en regadío de la VID se inicia con la construcción del Canal de Monegros (CMO) en 1912, culminando en 1934 con el inicio del riego (Bolea, 1986). La puesta en regadío de la VID supuso importantes impactos en diferentes aspectos medioambientales y sociales: en la topografía aterrazamientos, nivelaciones, refinados y roturaciones; en la relación suelo-agua (encharcamientos-salinización y drenajes); en la vegetación (deforestaciones y repoblaciones); en el paisaje agrario (remodelación de las parcelas, nueva estructura de la propiedad, introducción de los cultivos intensivos); y en las infraestructuras: creación de canales de riego, acequias, desagües, carreteras y núcleos de población (Torres, 1983).

En la composición de los fotoplanos realizados por la CHE en 1927 (Fig. II.8a) se aprecia el paisaje típico previo a la puesta en riego de una zona de extensas manchas cerealistas o de barbechos, sin apenas diferencia entre las parcelas al noreste del Canal de Monegros y las interiores del polígono. Las manchas cerealistas fueron sustituidas por pequeños bancales (tanto más pequeños cuanto mayor era la pendiente original del terreno) bordeados por caballones para la transformación en regadío por superficie, transformando el paisaje de la VID (Fig. II.8b). Las obras de modernización de la AWUA eliminaron los bancales y caballones construidos transformando de nuevo el paisaje de la VID hacia parcelas más extensas (Fig. II.8c), aunque todavía se puede observar la diferencia del tamaño de parcelas con la parte correspondiente a la CRT aun sin modernizar (extremo sudeste de la VID; Fig. II.8c).

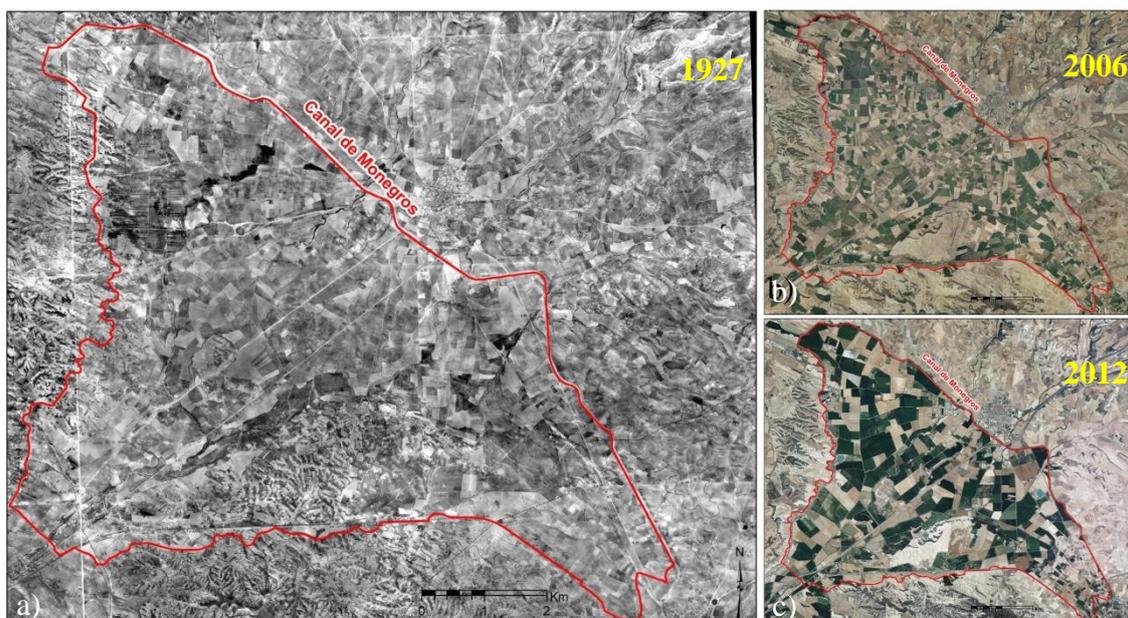


Fig. II.8. Imágenes aéreas del Polígono de riego de La Violada (VID): a) Fotoplanos de la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) de 1927 antes de la transformación en riego; b) Ortofoto PNOA 2006 bajo riego por inundación; c) Ortofoto PNOA 2012 bajo riego por aspersión.

Así, los mismos impactos medioambientales y sociales que ocurrieron en la puesta en riego de la VID, se reproducen tras la modernización: en la topografía (eliminación de bancales y unificación de parcelas; Fig. II.9c); en la relación suelo-agua [disminución de los flujos de retorno (Jiménez-Aguirre e Isidoro, 2012)]; en el paisaje (concentración parcelaria); en el manejo de los cultivos (introducción de dobles cosechas); y en las infraestructuras (canal elevado de la violada, soterramiento de desagües, eliminación de acequias, modificación de caminos, amueblado de parcelas, construcción de embalses).

El riego por inundación en la VID se realizaba a través de 11 tomas en el CMO (Fig. II.9a), 16 tomas del Canal de la Violada (hasta 2003 denominada Acequia de La Violada) y 17 tomas desde la Acequia de Santa Quiteria (sólo la más importante está representada en la Fig. II.9a). La distinta superficie servida, caudal nominal y sección de las tomas producía gran variabilidad en el tiempo de riego por hectárea de las parcelas (Faci et al., 2000; Playán et al., 2000). Estas parcelas se agrupaban en diferentes unidades de gestión recorridas por acequias de hormigón para la distribución del agua, que fueron diseñadas, en un principio, para el riego de cereal de invierno. Posteriormente se introdujeron cultivos con mayores necesidades de agua (maíz y alfalfa) resultando una capacidad insuficiente de abastecimiento a la superficie servida (Playán et al., 2000). Además, estas acequias de hormigón a nivel de suelo se fueron

deteriorando progresivamente debido al alto contenido de yeso de la zona produciendo elevadas pérdidas por filtraciones (Isidoro 2006a; Barros 2011a).

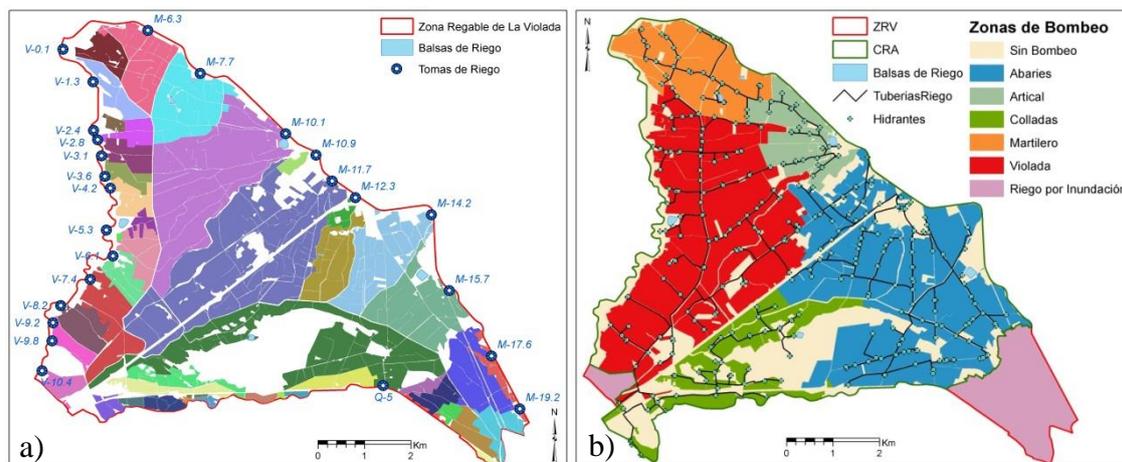


Fig. II.9. Sistemas de riego en la VID: a) Tomas de riego y unidades de gestión que abastecen bajo riego por inundación (1934-2007) y b) zonas de bombeo y balsas del riego por aspersión (AWUA) y zonas de riego por inundación (CRT y CRG) (2010-2015).

El riego se realizaba (y se sigue realizando en las zonas sin modernizar de las CRT y CRG) mediante: i) petición previa del regante, sin ser riego a la demanda puesto que el agricultor no dispone del riego el mismo día, sino que tiene que respetar los intervalos de riego con una media de 13 días (Bensaci, 1996); o ii) mediante el sistema tradicional ador, es decir, la AWUA distribuía el agua al primer regante del brazal, que pasa al siguiente y así sucesivamente hasta completar el brazal (Isidoro, 1999).

Desde 1999 se empezaron a implementar obras de mejora en la red de riego como la construcción de 5 balsas de regulación (una de ellas doble) para dar mayor flexibilidad a los turnos de riego (Fig. II.9b); el revestimiento de canales; o la concentración parcelaria. Aunque la mayor actuación, antes de la modernización del sistema de riego de la AWUA, tuvo lugar en 2003 con la sustitución de la acequia de La Violada por el nuevo Canal de La Violada, que al discurrir elevado del suelo evita problemas de corrosión del hormigón por el yeso y elimina las pérdidas por filtración anulando su afección en el régimen hídrico del B<sup>co</sup> de La Violada (Fig. II.10). Las actuaciones realizadas irían enfocadas a las futuras obras de modernización del sistema de riego de la Comunidad de Regantes de Almodévar (AWUA) que culminarían en 2008-09.



Fig. II.10. Obras de mejora en la red de riego de la Zona Regable de La Violada (VID): antigua (a) y nueva (b) toma del Canal de La Violada desde el Canal de Monegros; estación de bombeo (c); y balsa de regulación y canales nuevo y antiguo de La Violada (d).

El nuevo sistema de riego de la AWUA (92% de la VID) está compuesto por 5 zonas de bombeo (Fig. II.9b) correspondientes a las balsas de regulación construidas a partir de 1999 desde donde parten 102 km de ramales de tuberías hasta los 315 hidrantes distribuidos por toda la AWUA (Fig. II.9b). La Tabla II.2 recoge la longitud de ramales y cantidad de hidrantes presentes en cada zona de bombeo. Dependiendo de la superficie cubierta por cada hidrante, éste puede tener una o varias tomas y éstas, diferentes sectores. El amueblamiento de las parcelas depende de cada agricultor, habiendo seleccionado la mayoría de ellos el sistema de aspersión fijo con aspersores de 3 metros de altura; sólo se han instalado en dos parcelas sistemas de riego de tipo móvil (un ranger y un pívot).

Tabla II.2. Longitud (km) y número de hidrantes en la Comunidad de Regantes de Almodóvar (AWUA) por zonas de bombeo (fuente AWUA).

BOMBEO	RAMALES (KM)	Nº DE HIDRANTES
<i>Matilero</i>	8.7	31
<i>Violada</i>	36.8	108
<i>Artical</i>	5.9	24
<i>Abariés</i>	35.6	114
<i>Colladas</i>	14.9	38
<b>Total</b>	<b>102.0</b>	<b>315</b>

El sistema de Telecontrol del riego controla, de forma remota, cada hidrante mediante tecnología Wireless desde la sede de la AWUA en el pueblo de Almodóvar. Desde esta sede se programan los turnos y volúmenes de riego desde un PC-control (previa

demanda del agricultor uno o dos días antes). Este PC-control se comunica con un centro de comunicación situado en el punto más alto del municipio de Almodévar (Torre del Castillo) y transmite la programación a siete unidades de control que son las responsables de distribuir la programación a los hidrantes y válvulas de riego (Stambouli, 2011). La implementación de este sistema de riego permite a los regantes disfrutar de un sistema de riego casi a la demanda.

## **II.8. Cultivos predominantes**

Los cultivos de mayor importancia fueron, hasta los años 80, los cereales de invierno principalmente trigo y cebada representando un 59% de la superficie cultivada de la VID; Fig. II.11). La alfalfa sólo representaba un 21% y el maíz un 19% y les seguían en importancia otros menores como el girasol, arroz, frutales y en menor medida los hortícolas (Torres, 1983), aunque estos porcentajes no incluyen la superficie no cultivada (No cultivo).

Hasta la modernización de la AWUA en 2009, el patrón de cultivos se ha ido intensificando (Fig. II.11), con predominio de cultivos de verano (“verdes”: maíz y alfalfa sobre todo; Barros et al., 2011b). El periodo de mayor intensificación fue 1995-98 con predominio del cultivo del maíz (50%), seguido por la alfalfa (21%) y los cereales de invierno (13%).

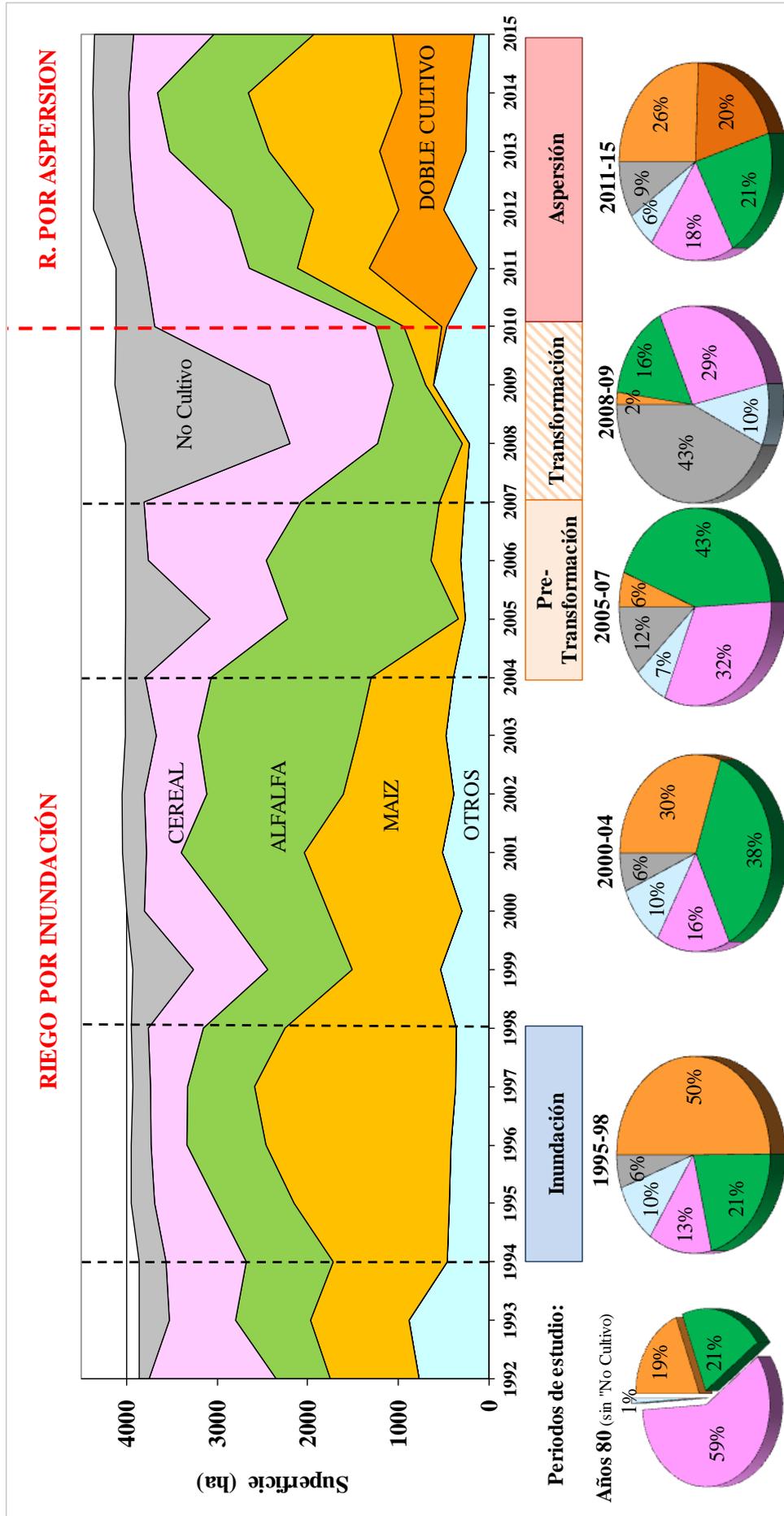


Fig. II.11. Evolución de la superficie de los principales cultivos en la VID (gráfico de áreas) y sus porcentajes (diagramas de sectores), indicando los periodos de estudio considerados en esta tesis.

La instalación en el año 2000 de una planta desecadora en la zona desplaza la producción de maíz al 30% en favor de la alfalfa que asciende a 38%, mientras que los cereales se mantuvieron estables en un 16% (periodo 2000-04). De 2005 a 2007 se puede definir un periodo de pre-transformación donde el comienzo de los trabajos de modernización era inminente: muchos agricultores prolongaron el cultivo de la alfalfa a 6 años, el maíz era casi inexistente y aumentó la superficie de cereal cultivado al 32%. Durante 2008-09 tuvieron lugar las obras de transformación y el 43% de la superficie se quedó sin cultivar. El primer año tras la transformación (2010) es de dominio de cereal (60%), como es habitual tras la finalización de unas obras de modernización, y no es hasta 2011 cuando vuelve a adquirir su protagonismo el maíz, tanto en monocultivo con un 26% como por la aparición de las dobles cosechas, cereal-maíz principalmente que representan un 20% de la superficie cultivada y relegando de nuevo a un segundo lugar a la alfalfa con un 21%.

Puntualmente, en 1999 y 2005, la superficie de maíz fue menor a favor de la superficie de cereales de invierno, debido a la sequía y las restricciones de agua para riego. La sequía del año 2012 también se ve reflejada en la Fig. II.11; pero en la superficie de los dobles cultivos, ya que en esta ocasión por la sequía numerosos agricultores renunciaron a producir una segunda cosecha.

La superficie regada de cada cultivo en la AWUA ha sido proporcionada por la propia comunidad de regantes desde 1992 a 2015. Hasta 2008 la superficie regada correspondiente a CRT y CRG se estimaba por ponderación con las superficies de la AWUA dada la similitud entre los cultivos de las tres comunidades. Desde 2009 la declaración de cultivos de la AWUA (con la declaración de las dobles cosechas incluida) se completa con la declaración SIGPAC (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente) y para la CRT y CRG se emplea íntegramente la declaración SIGPAC.

## **II.9. Periodos considerados para este estudio**

Para cumplir con los objetivos planteados en esta tesis, se han considerado los cuatro periodos de estudio de acuerdo con los sistemas de riego presentes, su manejo, cultivo predominante y disponibilidad de datos, tomando como base el año hidrológico (de octubre del año anterior a septiembre) (Tabla II.3)

*Tabla II.3. Periodos de estudio considerados, tomando como base el año hidrológico. \*2010 puede considerarse dentro del periodo por aspersión para algunas determinaciones.*

<b>PERIODO</b>	<b>AÑOS HIDROLÓGICOS</b>
Riego por Inundación	1995-98
Pre-transformación	2005-07
Transformación	2008-10*
Riego por Aspersión	2011*-15

Los años 1995-98 se consideran como años típicos de riego por inundación y con claro predominio del cultivo del maíz. El periodo 2005-07 (pre-transformación) se ha considerado separadamente del anterior debido a la inferior intensidad de cultivo (superficie mucho menor de maíz, aumento de los cereales de invierno y elevada superficie de alfalfa, mantenida durante más años de lo habitual) que se atribuye a la fuerte sequía de 2005 y a que en ese periodo los agricultores estaban a la expectativa de las obras de modernización del regadío.

Las obras de modernización tuvieron lugar en 2008 y 2009, años que se caracterizan por una gran superficie de barbecho y predominio de los cereales de invierno. El primer año después de las obras (2010) se ha incluido en el mismo periodo (transformación) dado que el cultivo dominante fue el cereal de invierno (Fig. II.11), una práctica muy habitual en los sistemas recién modernizados. En el capítulo IV se ha considerado el año 2010 dentro del periodo de riego por aspersión cuando el parámetro analizado se refiere al manejo de un solo cultivo ya que se elimina el efecto de la superficie cultivada.

Los años 2011-15 se han considerado como años de funcionamiento normal del nuevo sistema de riego por aspersión. El patrón de cultivos se caracteriza por el predominio de “verdes” (maíz y alfalfa) junto a los dobles cultivos (cereal o guisante seguidos de maíz, sobre todo, o girasol) que no se presentaban en riego por superficie.

## **II.10. Trabajos previos en la zona**

La VID ha sido objeto de numerosos estudios agroecológicos desde los años 80. Principalmente se han desarrollado estudios a nivel de cuenca (VID) de caracterización de salinidad y contaminación difusa (Aragüés et al., 1985; Barros et al., 2011a, 2011b, 2012a, 2012b; Bellot y Golley, 1989; Faci et al., 1985; Isidoro et al., 2003, 2004, 2006a, 2006b, 2010) o manejo de riego y cultivos a nivel de la VID (Barros et al., 2011b,

2012a, 2012b; Isidoro 1999, Stambouli, 2012) o de la AWUA (Bensaci, 1996; Faci et al., 2000; Playán et al., 2000; Slatni, 1996). Otros estudios se han realizado a nivel de parcela analizando la variabilidad y las posibles mejoras del sistema de riego (Alburquerque, 2007; Campillo, 1987; Puente, 1997; Sayah, 2008; Trébol, 1988).

La mayoría de los trabajos previos realizados en la VID estaban basados en caracterizaciones agregadas del suelo agrario realizadas por Faci et al. (2000), Playán et al. (2000) y Slatni (1996).

Estos trabajos realizados en la VID, proporcionan un alto volumen de datos sobre las prácticas de cultivo (superficies regadas, cultivos, riegos, fertilización y rendimientos) y un amplio conocimiento del balance de agua en un sistema de riego por inundación prácticamente desaparecido en la VID con imposibilidad de toma de datos nuevos in situ. De esta manera, mediante la continuidad de los trabajos en la VID actualmente es posible el análisis comparativo del comportamiento hidrológico y agronómico con el nuevo sistema de riego por aspersión, en la misma zona y los mismos cultivos.

## II.11. Bibliografía

- Alberto, F., Gutiérrez, M., Ibáñez, M.J., Machín, J., Peña-Monné, J.L., Pocoví, J.A., Rodríguez Vidal, J., 1984. El cuaternario en la depresión del Ebro en la región aragonesa. Cartografía y síntesis de los conocimientos existentes. Univ. de Zaragoza. Estación Experimental de Aula Dei. 217, pp. 2 mapas.
- Albuquerque, A., 2007. Variabilidad de la aportación de riego por unidad de superficie entre las tomas de la Comunidad de Regantes de Almodóvar. Centro Politécnico Superior. Universidad de Zaragoza, Zaragoza, pp. 52.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO, Rome, 300, D05109.
- Aragüés, R., Tanji, K.K., Quílez, D., Alberto, F., Faci, J.M., Machín, J., Arrúe, J.L., 1985. Calibration and verification of an irrigation return-flow hydrosalinity model. *Irrigation Science*, 6, 85-94.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2011a. Long-term water balances in La Violada irrigation district (Spain): I. Sequential assessment and minimization of closing errors. *Agricultural Water Management*, 102, 35-45.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2011b. Long-term water balances in La Violada Irrigation District (Spain): II. Analysis of irrigation performance. *Agricultural Water Management*, 98, 1569-1576.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2012a. Irrigation management, nitrogen fertilization and nitrogen losses in the return flows of La Violada irrigation district (Spain). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 155, 161-171.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2012b. Three study decades on irrigation performance and salt concentrations and loads in the irrigation return flows of La Violada irrigation district (Spain). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 151, 44-52.
- Bellot, J., Golley, F.B., 1989. Nutrient input and output of an irrigated agroecosystem in an Arid Mediterranean landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 25, 175-186.
- Bensaci, A., 1996. Problemática actual y mejora del manejo del riego en la Comunidad de Regantes de Almodóvar (Huesca). Master Thesis, Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (CIHEAM-IAMZ), Zaragoza, 163 pp.
- Bolea, J.A., 1986. Los riegos de Aragón. Grupo parlamentario aragonés regionalista en las Cortes de Aragón, pp. 591.
- Campillo, A., 1987. Estudio agroecológico del polígono de riego de La Violada (Huesca): comparación de los flujos de energía y la productividad de los cultivos trigo y maíz. Master Thesis, Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (CIHEAM-IAMZ), Zaragoza, 168 pp.

- Faci, J.M., Aragüés, R., Alberto, F., Quílez, D., Machín, J., Arrúe, J.L., 1985. Water and salt balance in an irrigated area of the Ebro River Basin (Spain). *Irrigation Science*, 6, 29-37.
- Faci, J.M., Bensaci, A., Slatni, A., Playán, E., 2000. A case study for irrigation modernisation - I. Characterisation of the district and analysis of water delivery records. *Agricultural Water Management*, 42, 313-334.
- FAO-UNESCO, 1974. FAO-UNESCO soil map of the world. Volume 1 UNESCO, Paris.
- Ibáñez, M.J., 1975. El endorreísmo del sector central de la depresión del Ebro, Cuadernos de investigación: Geografía e Historia. Universidad de Zaragoza, pp. 35-48.
- Isidoro, D., 1999. Impacto del regadío sobre la calidad de las aguas superficiales del Barranco de La Violada: salinidad y nitratos. PhD Thesis, Univerisidad de Lleida, Lleida, 267 pp.
- Isidoro, D., Quílez, D., Aragüés, R., 2003. Sampling strategies for the estimation of salt and nitrate loads in irrigation return flows: La Violada Gully (Spain) as a case study. *Journal of Hydrology*, 271, 39-51.
- Isidoro, D., Quílez, D., Aragüés, R., 2004. Water balance and irrigation performance analysis: La Violada irrigation district (Spain) as a case study. *Agricultural Water Management*, 64, 123-142.
- Isidoro, D., Quílez, D., Aragüés, R., 2006a. Environmental impact of irrigation in La Violada District (Spain): I. Salt export patterns. *Journal of 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 of Environmental Quality*, 35, 776-785.
- Isidoro, D., Quílez, D., Aragüés, R., 2010. Drainage water quality and end-member identification in La Violada irrigation district (Spain). *Journal of Hydrology*, 382, 154-162.
- ITGE, 1995a. Mapa geológico de España, Hoja nº285, Almudévar. Instituto tecnológico geominero de España, Madrid.
- ITGE, 1995b. Mapa geológico de España, Hoja nº323, Zuera. Instituto tecnológico geominero de España, Madrid.
- Jiménez-Aguirre, M.T., Isidoro, D., 2012. Efectos de la modernización de la Comunidad de Regantes de Almudéver (Huesca) sobre el cultivo del maíz, Tierras, nº193, 102-109 pp, Disponible en <http://hdl.handle.net/10532/1958>.
- Newhall, F., 1972. Calculation of Soil Moisture Regimes from the Climatic Record (Revision 4). USDA Soil Conservation Service, Washington DC.

- Playán, E., Slatni, A., Castillo, R., Faci, J.M., 2000. A case study for irrigation modernisation: II Scenario analysis. *Agricultural Water Management*, 42, 335-354.
- Puente, O., 1997. Estudio de alternativas de mejora y regulación de los riegos de la zona de Puig Parada (Almudévar, Huesca). Escuela Universitaria Politécnica de Huesca. Universidad de Zaragoza, Huesca, pp. 109.
- Sayah, B., 2008. Modelling water movement in the vadose zone using HYDRUS-1D in a field located in "La Violada" Irrigation District (Aragón). Master Thesis, Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (CIHEAM-IAMZ), Zaragoza, 121 pp.
- Slatni, A., 1996. Elaboration et evaluation des alternatives pour l'amelioration de l'utilisation de l'eau au sein de la communaute d'irrigants d'Almudévar. Master Thesis, Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (CIHEAM-IAMZ), Zaragoza, 132 pp.
- Soil Survey Staff, 2014. Keys to Soil Taxonomy (12th edition). United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service.
- Stambouli, T., 2012. Gestión avanzada del riego por aspersión en Parcela: Aplicación en el Valle Medio del Ebro. Master Thesis, Universidad de Zaragoza, Zaragoza, 190 pp.
- Torres, M., 1983. Balance hidrosalino del un polígono de riego en los Llanos de La Violada (Huesca). Master Thesis, Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (CIHEAM-IAMZ), Zaragoza, 273 pp.
- Trébol, M.P., 1988. Estudio agroecológico del polígono de riego de La Violada (Huesca): producción, composición mineral y análisis energético de alfalfa en distintos tipos de suelo. Master Thesis, Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (CIHEAM-IAMZ), Zaragoza, 216 pp.



## **CAPÍTULO III**

---

### ***BALANCE HIDROSALINO Y NITRÓGENO EXPORTADO POR LOS RETORNOS DE RIEGO POR SUPERFICIE Y RIEGO POR ASPERSIÓN***



## Capítulo III. BALANCE HIDROSALINO Y NITRÓGENO EXPORTADO POR LOS RETORNOS DE RIEGO POR SUPERFICIE Y RIEGO POR ASPERSIÓN

### III.1. Introducción

La contaminación difusa (sales y nitratos) de las masas de agua y la salinización de los suelos debidos al riego son el mayor problema ambiental ligado al regadío. Este problema adquiere todavía mayor relevancia en zonas semiáridas. Aragüés y Tanji, (2003) estimaban el aporte de sales a las masas de agua mediante los retornos de riego entre 2 y 20 Mg/ha·año en zonas semi-áridas. Por otro lado el aporte de nitrato a los cursos de agua puede fluctuar mucho más dependiendo de las condiciones de manejo del cultivo principalmente, además del tipo de suelo y climatología, pudiendo llegar a superar los 150 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha·año (Li et al., 2007).

La salinización de una zona regable, se produce generalmente por la presencia de materiales originales salinos (salinización primaria) o más comúnmente cuando las masas de sales aportadas por las aguas de riego no son lavadas a través del drenaje (salinización secundaria), estando asociada a capas freáticas muy someras. Cuando las sales se acumulan por lavado insuficiente o escaso drenaje debido a las características del suelo, será necesario alcanzar la necesaria fracción de lavado (riego por encima de las necesidades del cultivo para asegurar el lavado) y/o la implementación de una adecuada red de drenaje que asegure la evacuación del agua y las sales aportadas, especialmente en zonas regadas con aguas de escasa calidad (EC>3dS/m, Ayers y Westcot, 1985).

El riego de suelos sobre materiales salinos (típicos en zonas áridas o semi-áridas) representa un aporte contaminante a las masas de agua debido a la disolución de estos materiales y su posterior transporte en los flujos de retorno. Además, estos retornos también arrastran elevadas cantidades de nitrato debido a los intensos, y en ocasiones excesivos, aportes de fertilizantes realizados. Los flujos de retorno son susceptibles de reutilización en regadíos o abastecimientos para consumo humano aguas abajo, que han de lidiar con elevadas concentraciones de contaminantes, representando un peligro tanto

para la salud humana (Weisenburger, 1993) como medioambiental: eutrofización de los cursos de agua o sus embalses (Carpenter et al., 1998) y salinización de zonas regadas con estas aguas (Tanji y Kielen, 2002). Por todo ello, la Directiva Europea Marco del Agua (UE, 2000) fija en 50 mg/L la concentración máxima permisible de  $\text{N-NO}_3^-$  en las masas de agua para no ser declaradas como zona afectadas por contaminación por nitrato.

El balance del agua de un sistema (zona regable) para un tiempo dado (año) está reconocido como una herramienta fundamental para la caracterización y evaluación hidrológica del sistema, especialmente si está influenciada por acciones antrópicas. En este sentido es clave definir los principales flujos del balance de agua y establecer indicadores hidrológicos (i.e. fracción consuntiva y fracción de drenaje) propios de la zona regable e índices de calidad del riego (i.e. eficiencia de riego) de manera correcta. La medición de las concentraciones de sales y nitratos de estos flujos de agua permite establecer el balance de sales y el nitrato exportado de la zona regable. El Balance de Sales (diferencia entre las sales aportadas al sistema y las exportadas en los flujos de retorno) posibilita el análisis de la salinización potencial de una zona regable: una entrada de sales superior a las evacuadas representa un peligro potencial de salinización del suelo por acumulación de sales.

El objetivo principal de este capítulo es cuantificar el balance salino y el nitrato exportado en los flujos de retorno así como establecer los indicadores hidrológicos y de calidad de riego de la Zona Regable de La Violada (Violada Irrigation District; VID; Fig. III.1) antes y después de la modernización del sistema de riego por inundación de la Comunidad de Regantes de Almodóvar (Almodóvar Water User Association; AWUA) a riego por aspersión (Capítulo II). Para ello se determinarán el balance de agua y las concentraciones de sales y nitrato de sus principales flujos, para comparar la evolución de los flujos de retorno bajo el antiguo sistema de riego por inundación (1995-98) y bajo el nuevo sistema por aspersión (2011-15). De esta manera se pretende cuantificar el efecto de los cambios producidos en el sistema de riego sobre el régimen hídrico y las masas de contaminantes emitidas desde la zona regable modernizada.

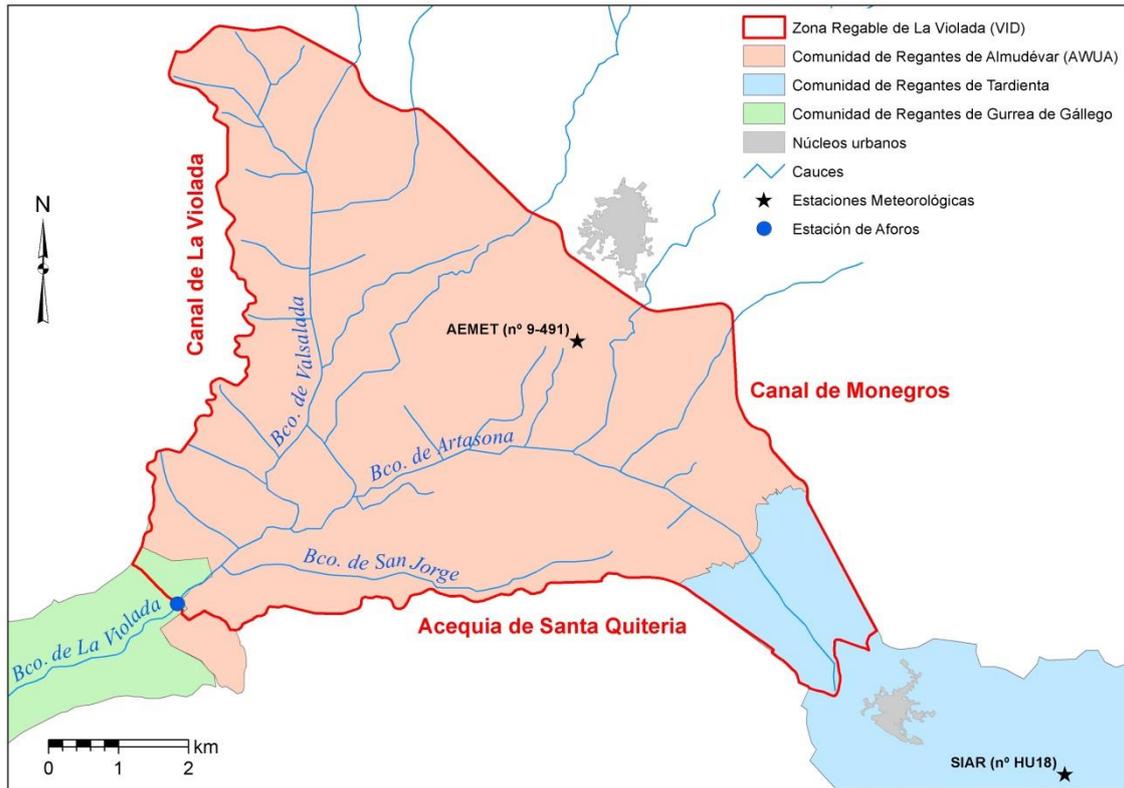


Fig. III.1 Zona Regable de La Violada y comunidades de regantes que la forman.

## III.2. Materiales y Métodos

La VID (5234 ha) define un sistema hidrológicamente cerrado por los tres canales de riego (Monegros, La Violada y Acequia de Santa Quiteria; Fig. III.1) situados a cota superior que el resto de la VID excepto en cerros puntuales en el interior. La localización de un sustrato impermeable a escasa profundidad (Faci et al., 1985; ITGE, 1995a, 1995b) proporciona al sistema un único punto de salida de agua a través de la estación de aforo del B<sup>co</sup> de La Violada, que permite la cuantificación y seguimiento de las masas contaminantes exportadas (sales y nitrato) a través de los retornos de riego en la VID.

Los periodos principales considerados (Capítulo II) son los años 1995 a 1998 para el riego por inundación y de 2011 a 2015 para el de riego por aspersión, ambos periodos con la misma intensidad de cultivo, con el maíz como cultivo dominante. El periodo pre-transformación (2005 a 2007, que nos aporta información sobre el funcionamiento del sistema en determinadas condiciones, como el predominio de cultivo de alfalfa y bajos volúmenes de riego); y el periodo de transformación (2008 a 2010) no se incluyen dentro de los análisis realizados (aunque se siguen mostrando los resultados), debido a

la reducida superficie de cultivo en esos años y por tener un patrón de cultivos marcadamente diferente.

El balance salino y el nitrógeno exportado en la VID se han determinado mediante el balance de agua mensual (para todos los periodos considerados) y el control de las concentraciones [solidos disueltos totales (TDS) y nitrato] en los principales términos del balance. La metodología seguida para el cálculo de los balances, se esquematiza en la Fig. III.2, donde se identifican por colores y formas los procesos de toma de datos, los cálculos realizados y finalmente los resultados obtenidos.

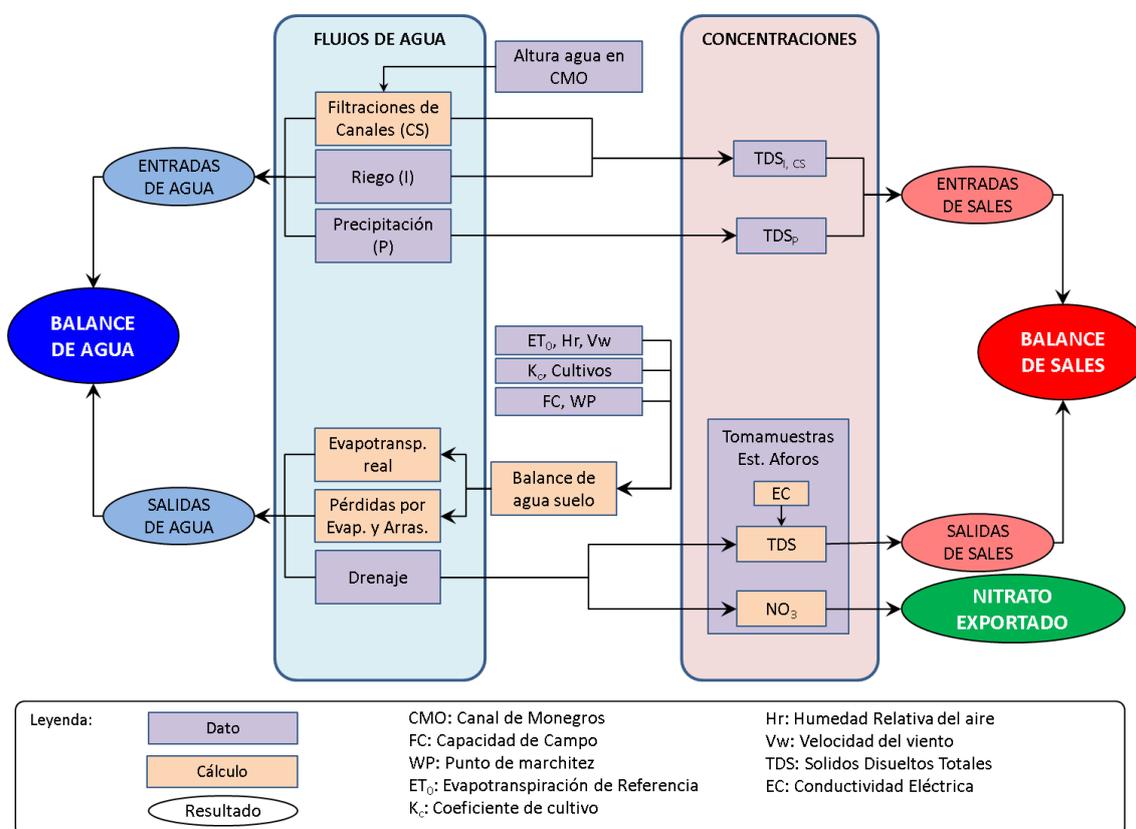


Fig. III.2. Metodología general seguida para el cálculo del balance de agua y sales y el nitrato exportado.

### III.2.1. Balance de agua mensual

La ecuación general del balance de agua de una zona regable, puede escribirse como diferencia entre los flujos de entrada: Riego (Irrigation; I), Precipitación (P), Filtraciones de Canales (Canal Seepage; CS) y Otras Entradas (Other inputs; OI); y los flujos de salida: Caudal de Drenaje (Q), Evapotranspiración Real (ET<sub>a</sub>), Pérdidas por Evaporación y Arrastre (Wind Drift and Evaporation Losses; WDEL), Salidas Subterráneas (Groundwater Outflow; GO):

$$\Delta W = I + P + CS + OI - (Q + ET_a + WDEL + GO)$$

Donde  $\Delta W$  es el incremento de agua en el suelo y OI se corresponde con los aportes de los canales (sueltas esporádicas del Canal de Monegros al B<sup>co</sup> de La Violada por motivos operacionales), aguas urbanas (de la depuradora de Almodévar), escorrentía y entradas subterráneas procedentes del secano (al norte del canal de Monegros; Fig. II.1). Debido a la escasa importancia de OI (5% respecto a I+P), no se han tenido en cuenta en este trabajo. Igualmente, las GO se consideran despreciables debido a la presencia de una capa de arcillas impermeables subyacente en la VID (Faci et al., 1985; ITGE, 1995a, 1995b). Estos flujos de agua en la VID ya fueron caracterizados por Barros et al. (2011a, 2011b), e Isidoro et al. (2004) para los periodos de riego por inundación y pre-transformación, el presente trabajo emplea los mismos datos completados hasta 2015.

El riego diario (I) ha sido proporcionado por la Comunidad de Regantes de Almodévar (AWUA) y la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) a través de los volúmenes facturados diarios (dam<sup>3</sup>) en las tomas de los canales de Monegros, La Violada y Sta. Quiteria. Los datos meteorológicos diarios: precipitación (P; mm), velocidad del viento ( $V_w$ ; m/s), humedad relativa ( $H_R$ ; %) y evapotranspiración de referencia de Penman-Monteith ( $ET_0$ ; mm) fueron medidos en la estación meteorológica de Almodévar (nº 9-491 de la AEMET) localizada en el interior de la VID (Fig. III.1), para los años 1995-98 y 2005-08; a partir de 2009 proceden de la estación SIAR de Tardienta (Fig. III.1), en el extremo sureste de la VID, debido a la mayor disponibilidad de los parámetros requeridos. Eventualmente, para el análisis del evento de precipitación ocurrido la madrugada del 20 de octubre de 2012, se emplearon datos de precipitación procedentes de la estación AEMET por estar dentro de la zona regable y ser más representativa de este evento puntual.

Las filtraciones de canales diarias (CS) se determinaron mediante la metodología propuesta por Barros et al. (2011a) basada en la superficie mojada del perfil de los canales de La Violada ( $A_v$ ), Monegros ( $A_m$ ), y Sta. Quiteria ( $A_q$ ). La superficie mojada de los canales se ha calculado mediante la lectura de la altura diaria de agua en los canales, proporcionada por la CHE ( $H_m$ ,  $H_v$  y  $H_q$ , respectivamente) y la geometría del canal:

$$A_m(m^2) = [23.35 + 3.04 \cdot H_m(m)] \cdot 14700$$

$$A_q(m^2) = [1.9 + 2 \cdot H_Q(m)] \cdot 5400$$

$$A_v(m^2) = [2.5 + 2.83 \cdot H_v(m)] \cdot 10400$$

$$CS(m^3/día) = 0.001 \cdot \alpha(L/m^2 \cdot día) \cdot [A_m(m^2) + A_q(m^2) + A_v(m^2)]$$

siendo  $\alpha$  el coeficiente de filtración fijado por Barros et al. (2011a) en  $\alpha_1 = 58 \text{ L/m}^2 \cdot \text{día}$  antes de la construcción del canal elevado de La Violada en el año 2003. Tras su construcción  $\alpha_2 = 25 \text{ L/m}^2 \cdot \text{día}$  y las CS únicamente proceden de los canales de Monegros y Sta. Quiteria.

El drenaje diario (Q) ha sido proporcionado por la CHE como caudal medio diario ( $Q_{md}$ ;  $\text{m}^3/\text{s}$ ) registrado en la estación de aforo. Todos los flujos de agua diarios (I, P, CS y Q) fueron agregados mensualmente y sus unidades homogeneizadas a  $\text{m}^3/\text{ha}$ , considerando la superficie regada de cada año.

Mediante el balance de agua diario en el suelo se han obtenido los flujos de salida correspondientes a la  $ET_a$  y las WDEL (sólo para riego por aspersión) así como la Precipitación efectiva ( $P_{ef}$ ). La  $P_{ef}$  se considera como la fracción de precipitación que es aprovechable por el cultivo en función del contenido de agua en el suelo (W): si W junto con el I aplicado y P en ese día no superan la capacidad de campo (Field Capacity; FC), se considera toda la P; si por el contrario se supera FC, se considera una fracción de P (la diferencia entre FC y W dividida entre I+P):

$$P_{ef} = \begin{cases} P & \text{si } W + I + P < FC \\ \frac{FC - W}{I + P} \cdot P & \text{si } W + I + P > FC \end{cases}$$

La  $ET_a$  se determina como la media ponderada de las  $ET_{a-i}$ , siendo “i” cada uno de los cultivos más representativos de la VID (maíz, alfalfa y cereal para todos los años, añadiendo si era preciso, algún otro en caso de haber sido ampliamente cultivado un año dado, como girasol o raygrass), teniendo en cuenta la superficie regada ocupada por cada uno de ellos ( $Sup_i$ ) y la superficie regada total en la VID ( $Sup_{VID}$ ). A los cultivos minoritarios se les asignó la  $ET_a$  del cultivo representativo más semejante. En cada cultivo la  $ET_{a-i}$  considera un coeficiente de estrés diario ( $K_{s-i}$ ) aplicado a la evapotranspiración del cultivo ( $ET_{c-i}$ ) que depende del contenido de agua en el suelo. Para la determinación de la  $ET_{c-i}$  ( $ET_{c-i} = K_{c-i} \cdot ET_0$ ) se emplearon los coeficientes de

cultivo ( $K_{c-i}$ ) y duraciones de fase de cultivo determinados por Martinez-Cob et al. (1998) para cultivos en la misma zona.

$$ET_{a-i}(m^3/ha) = K_{s-i} \cdot ET_{c-i}(m^3/ha) = K_{s-i} \cdot K_{c-i} \cdot ET_0(m^3/ha)$$

$$ET_a(m^3/ha) = \frac{\sum_{cultivo} [ET_{a-i}(m^3/ha) \cdot Sup_i(ha)]}{Sup_{VID}(ha)}$$

Para los periodos 1995-98 y 2005-08 se han empleado los resultados obtenidos del balance diario del agua en el suelo por Barros et al. (2011a). La misma metodología ha sido reproducida para el cálculo de la  $ET_a$  a partir de 2009. El coeficiente  $K_s$  fue estimado a partir del contenido diario de agua en el suelo al inicio del día ( $W_s$ ) en relación al agua fácilmente aprovechable por los cultivos (RAW; Allen et al., 1998). El RAW se ha determinado como una fracción del agua total disponible (TAW) calculada a partir de los datos de suelo obtenidos por Playán et al. (2000) para la VID: Capacidad de campo: FC = 28.3%; Punto de Marchitez (Wilting Point): WP = 19.1% en volumen; y Densidad Aparente (Bulk Density): BD = 1.26 g/cm<sup>3</sup>. La profundidad de raíces se ha tomado como 927 mm y el porcentaje de elementos gruesos de 11.4%, también a partir de los datos de Playán et al. (2000). Durante la elaboración de esta tesis se han recogido nuevos datos de FC, WP y profundidad de raíces, desagregados para las distintas unidades de suelo (Capítulo V y VI) que se espera emplear en el cálculo de los balances de agua en el suelo por unidades de suelo. Para cada cultivo la relación RAW/TAW se ha tomado de Allen et al. (1998), siendo de 0.55 para todos los cultivos usuales en la zona excepto para el girasol (0.45).

Las WDEL se ha incorporado en los balances de agua diarios una vez iniciados los riegos por aspersión (2010) como un porcentaje del riego diario aplicado en función de  $V_w$  y  $H_R$  (Playán et al., 2005):

$$WDEL (\%) = 20.34 + 0.214 \cdot V_w^2(m/s) - 0.00229 \cdot H_R^2(\%)$$

La  $ET_a$ , WDEL y  $P_{ef}$  diarias se agregaron mensualmente y los valores mensuales para todo la VID (m<sup>3</sup>/ha) se obtuvieron como su suma ponderada por la superficie regada de cada cultivo para el año correspondiente.

### III.2.2. Balance de sales mensual

El balance de sales (Salt Balance; SB; Mg/ha) se ha realizado mediante la caracterización de los sólidos disueltos totales (TDS; g/L) de cada una de las componentes del balance de agua, excepto la  $ET_a$ , que se considera libre de sales. El balance de sales mensual es la diferencia de la masa de sales mensual de entrada por unidad de superficie (Salt Loads;  $SL_{IN}$ ; Mg/ha), debidas al: riego ( $SL_I$ ), la precipitación ( $SL_P$ ) y las filtraciones de canales ( $SL_{CS}$ ); y la masa de sales mensual de salida ( $SL_{OUT}$ ; Mg/ha) debidas al drenaje ( $SL_Q$ ) (Scofield, 1940).

$$SB (Mg/ha) = SL_{IN} - SL_{OUT} (Mg/ha) = SL_I + SL_P + SL_{CS} - SL_Q (Mg/ha)$$

Las masas sales mensuales  $SL_I$ ,  $SL_P$  y  $SL_{CS}$  se han calculado como el producto de cada flujo de agua de entrada mensual (I, P y CS) por su contenido de sales ( $TDS_{I,P,CS}$ ) y el factor de conversión de unidades correspondiente:

$$SL_{(I,P,CS)} (Mg/ha) = (I, P, CS)(m^3/ha) \cdot TDS_{(I,P,CS)}(g/L) \cdot 10^{-3}$$

$$SL_{IN}(Mg/ha) = \sum_{I,P,CS} SL_i (Mg/ha)$$

Para los principales flujos de entrada del balance (I, P y CS) se han empleado los valores de TDS recogidos por Barros et al. (2012b) para los años 1995-98 y 2005-08 (Tabla III.1). Los flujos de I y CS proceden del Canal de Monegros (CMO) por lo que sus TDS se consideran iguales y se les asigna el valor determinado por Isidoro et al., (2006a) para el periodo 1995-98 mediante 31 muestras recogidas en el CMO. El periodo 2005-08 se basa en 16 muestras también del CMO durante los años 2007-08. Tras estudiar la conductividad eléctrica (EC) y TDS en el CMO proporcionados por el servicio de datos de calidad de aguas superficiales de la CHE (datos no aportados), se comprueba que la EC y TDS en el CMO no han variado significativamente desde el periodo 2005-08 a la actualidad, por lo que se ha considerado el mismo valor de TDS hasta 2015. Para los TDS del agua de lluvia (Tabla III.1) se han utilizado igualmente los datos recogidos por Barros et al. (2012b): en 1995-98 se toman los  $TDS_P$  aportados por Quílez (1985) basados en 48 muestras recogidas en la estación meteorológica del interior de la VID durante los años 1982-84, mientras que para 2005-15 se han

empleado los valores basados en 56 muestras de agua de lluvia fueron recogidas en la misma estación durante los años 2007 y 2008.

Tabla III.1. Sólidos Disueltos Totales (TDS; mg/L) de los principales flujos de entrada del balance de agua para los periodos considerados, entre paréntesis se presenta el número de muestras empleadas (N). Fuente: Barros et al. 2012b.

	TDS (mg/L)	
	1995-98	2005-2015
Riego y Filtraciones de los Canales (I, CS)	234 (N = 31)	245 (N = 16)
Precipitación (P)	54 (N = 48)	46 (N = 56)

La masa total de sales aportadas mensualmente ( $S_{IN}$ ; Mg) corresponde a la suma del total de sales aportada por cada flujo de entrada (I, P, CS), calculado como el producto de la masa de sales y la superficie regada de cada año (Sup):

$$S_{IN}(Mg) = \sum_{I,P,CS} S_i (Mg) = \sum_{I,P,CS} SL_i (Mg/ha) \cdot Sup (ha)$$

La masa total de sales exportada mensualmente de la VID ( $S_{OUT} = S_Q$ ) se ha calculado mediante suma del producto del caudal medio diario ( $Q_{md}$ ; m<sup>3</sup>/s) en la estación de aforos y su TDS diario ( $TDS_Q$ ) para un mes dado con el factor de conversión de unidades necesario. La masa de sales exportadas mensualmente será el cociente de  $S_Q$  y la superficie regada correspondiente a ese año:

$$S_{OUT}(Mg) = S_Q(Mg) = \sum_{días} [Q_{md-i}(m^3/s) \cdot TDS (g/L)] \cdot 0.0864$$

$$SL_{OUT}(Mg/ha) = SL_Q(Mg/ha) = \frac{S_Q(Mg)}{Sup (ha)}$$

Para la concentración salina diaria en la estación de aforos ( $TDS_Q$ ) se ha empleado la relación entre EC y TDS determinada por Barros et al.(2012b) hasta 2008 a partir de 72 muestras recogidas en la estación de aforos del B<sup>co</sup> de La Violada. Se ha mantenido la misma relación hasta la entrada en funcionamiento del nuevo sistema de riego (2010). A partir de 2011 se ha estimado una nueva relación a partir de 52 muestras recogidas cada 21 días en la estación de aforos, desde abril de 2010 a octubre de 2013. Debido al alto contenido en bicarbonato ( $HCO_3^-$ ) en las aguas del barranco, para determinar el  $TDS_Q$  se consideró la suma del residuo seco (obtenido por filtración y secado a 105°C durante

24h) con la mitad de  $\text{HCO}_3^-$  presente en la muestra (determinada mediante valoración volumétrica). Las relaciones TDS-EC empleadas son las siguientes:

$$TDS_Q \text{ (mg/L)} = -441 + 1150 \cdot EC \text{ (dS/m)}; \quad R^2 = 0.92 \quad \text{Año} \leq 2010$$

$$TDS_Q \text{ (mg/L)} = 951.5 \cdot EC \text{ (dS/m)}; \quad R^2 = 0.91; \quad \text{Año} \geq 2011$$

Las lecturas de EC se realizaron mediante los conductímetros Radiometer A/S CDM83 (1995-98) y Orion 5 Star (2005-2015) en una muestra diaria de agua recogida al mediodía solar en la estación de aforo. La recogida de muestras se realizó mediante los tomamuestras automáticos Manning S-4040 (1995-98) e ISCO 6712C (2005-2015; Fig. III.3) dotados cada uno de 24 botellas independientes para la recogida de agua. La instalación de estos aparatos ha permitido disponer de datos diarios de calidad de agua de EC y concentración de nitrógeno nítrico ( $\text{N-NO}_3^-$ ) en los años 1995-98 y 2005-2015 excepto la estación de no riego de 2005 cuyos valores fueron estimados como promedio de los años semejantes.



Fig. III.3. Tomamuestras automático ISCO 6712C instalado desde 2005 en la estación de aforos del B<sup>co</sup> de La Violada

Finalmente, un SB positivo ( $\text{SB} > 0$ ) implica una mayor entrada de sales (generalmente debido a riegos excesivos y poco eficientes) respecto a las que se exportan provocando una situación de riesgo de salinización. En caso contrario ( $\text{SB} < 0$ ) se produce un lavado de sales suficiente. En presencia de sales o yeso en el suelo o sub-suelo (como en la VID) el SB ha de ser claramente negativo.

### III.2.3. Nitrato exportado mensualmente

La masa total de nitrato exportado mensualmente ( $N_Q$ , Mg) a través de la estación de aforos se determinó como la suma para cada mes del nitrógeno nítrico exportado diariamente, obtenido del producto de la concentración media diaria de nitrógeno nítrico ( $\text{N-NO}_3^-$ ; mg/L) en la estación de aforos y  $Q_{md}$  con el factor de conversión de unidades

necesario. La muestra empleada fue la misma que la recogida para la EC y se determinó su concentración en  $N-NO_3^-$  mediante un cromatógrafo iónico 2000isp (Dionex, Sunnyvale, CA) para los años 1995-98 (Isidoro et al., 2006a), y mediante un autoanizador (Bran + Luebbe AA3) para los años 2005-15 (los datos de 2005-09 proceden de Barros et al., 2012a; los correspondientes a 2005 están disponibles desde marzo). La masa de nitrato exportado por unidad de superficie ( $NL_Q$ ; Mg/ha) a través de la estación de aforos se ha determinado como el cociente de  $N_Q$  y la superficie regada correspondiente a ese año:

$$N_Q(Mg) = \sum_{\text{días}} [Q_{md-i}(m^3/s) \cdot N-NO_3^- (mg/L)] \cdot 0.0864$$

$$NL_Q(kg/ha) = \frac{N_Q(Mg)}{Sup(ha)} \cdot 10^3$$

#### III.2.4. Balances anuales y por periodos

Una vez caracterizados los balances mensuales (agua y sales) y el nitrato exportado, se han calculado los balances anuales y para cada periodo considerado (Capítulo II): riego por inundación, pre-transformación, transformación y riego por aspersión. Los balances anuales resultan de la suma de los balances mensuales de ese año y para cada periodo se calculan las medias de los balances anuales correspondientes al periodo. Además para cada periodo se han determinado también los balances medios en cada mes.

Con el objetivo de evitar la salinización del suelo debido a un escaso lavado de sales, se ha determinado la mínima entrada (I+P) necesaria para que no se produzca acumulación de sales, mediante la regresión lineal entre I+P y el SB de los años 1995-98, 2005-07 y 2011-15. No se han considerado el periodo de transformación debido la escasa superficie regable en esos años.

#### III.2.5. Índices hidrológicos

Con el fin de analizar el efecto de la modernización del sistema de riego de la VID, se han determinado tres índices hidrológicos a partir de los resultados de los balances de agua anuales y por estación de riego. Estos índices son:

1. Fracción de Drenaje (Drainage Fraction; DF): representa la relación de los flujos de retorno del regadío (consideradas como la diferencia entre Q y CS) respecto al agua aplicada (I+P). No se han considerado las OI porque representan tan solo un 5% del término I+P (Barros et al., 2012b). Este índice nos indica la cantidad de agua que es devuelta al B<sup>co</sup> de La Violada respecto al agua aplicada y es susceptible de ser reutilizada para consumo humano u otros usos agrícolas o industriales (Perry, 2011).

$$DF = \frac{Q - CS}{I + P}$$

2. Fracción Consuntiva (Consumptive Fraction; CF): corresponde a la relación entre el volumen de agua consumido (uso consuntivo: CU = ET<sub>a</sub> + WDEL, agua que pasa a la atmósfera en forma de vapor y deja de estar disponible para su uso) y el agua total aplicada. El índice corresponde con la fracción que no es devuelta a los cursos de agua tanto por uso beneficioso (ET<sub>a</sub>) como no beneficioso (WDEL) y no vuelve a estar disponible aguas abajo de la VID (Perry, 2011).

$$CF = \frac{ET_a + WDEL}{I + P}$$

3. Eficiencia de Riego (Irrigation Efficiency; IEf): expresa el cociente entre la parte del consumo de los cultivos (ET<sub>a</sub>) satisfecha por el agua de riego (es decir, la ET<sub>a</sub> menos la contribución de la P a la ET<sub>a</sub>, P<sub>ef</sub>) respecto al total de agua de riego aplicado en la VID. Este índice ha sido adaptado de Barros et al. (2011b) y Burt et al. (1997) sin considerar el almacenamiento de agua en el suelo, y se calcula solo para la estación de riego (Irrigation Season; IS).

$$IEf = \frac{ET_a - P_{ef}}{I}$$

### III.2.6. Tratamiento estadístico

Se han comparado los periodos de riego por inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07) y aspersión (2011-15), excluyendo en los análisis estadísticos el periodo de transformación (2008-10) debido a la baja superficie regada durante las obras de transformación (2008-09) y el predominio del cultivo de cereal el primer año de riego

por aspersión (2010). En este periodo 2008-10 tuvieron lugar volúmenes de riego muy bajos, poco representativos de una zona bajo riego como la VID.

Se ha efectuado un análisis de la varianza (ANOVA) para buscar diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre periodos de los principales flujos anuales del balance de agua y sales, masas exportadas anuales e índices hidrológicos.

Se han realizado ANOVAs mensuales para establecer diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) en el patrón de evolución anual del volumen de riego, balance sales y concentración de nitrato entre el riego por inundación y aspersión. Para ello se han empleado los valores medios mensuales (y sus desviaciones estándar) de las variables I, SB y  $N-NO_3^-$ .

Se han realizado dos análisis factoriales (AF) para analizar la relación entre el balance de sales (AF-S) y la masa de nitrato exportada (AF-N) con otras variables de manejo de cultivo (I y superficie cultivada de los principales cultivos) e hidrológicas [Q y concentraciones ( $TDS_Q$  o  $N-NO_3^-$ )] para los 12 años considerados (1995-98, 2005-07 y 2011-15; 11 años en el caso de nitrato por no disponer de datos completos de 2005). Se han tomado como variables las superficies cultivadas de maíz (incluyendo las dobles cosechas de maíz del riego por aspersión), alfalfa y cereal; y los flujos de agua I y Q; además de SB y  $TDS_Q$  para el AF-S y  $NL_Q$  y  $N-NO_3^-$  para el AF-N. Todas las variables fueron estandarizadas y las componentes principales fueron giradas por el método varimax para obtener factores ortogonales (Harman, 1967).

### **III.3. Resultados y Discusión**

#### **III.3.1. Balance de Agua**

La evolución anual de las principales componentes del balance de agua en la VID se presenta en la Fig. III.4: entradas (I, P y CS) en positivo y salidas ( $ET_a$ , WDEL y Q) en negativo. De forma generalizada se observa una reducción en todos los flujos considerados, especialmente el riego y el drenaje durante el periodo de pre-transformación (y transformación).

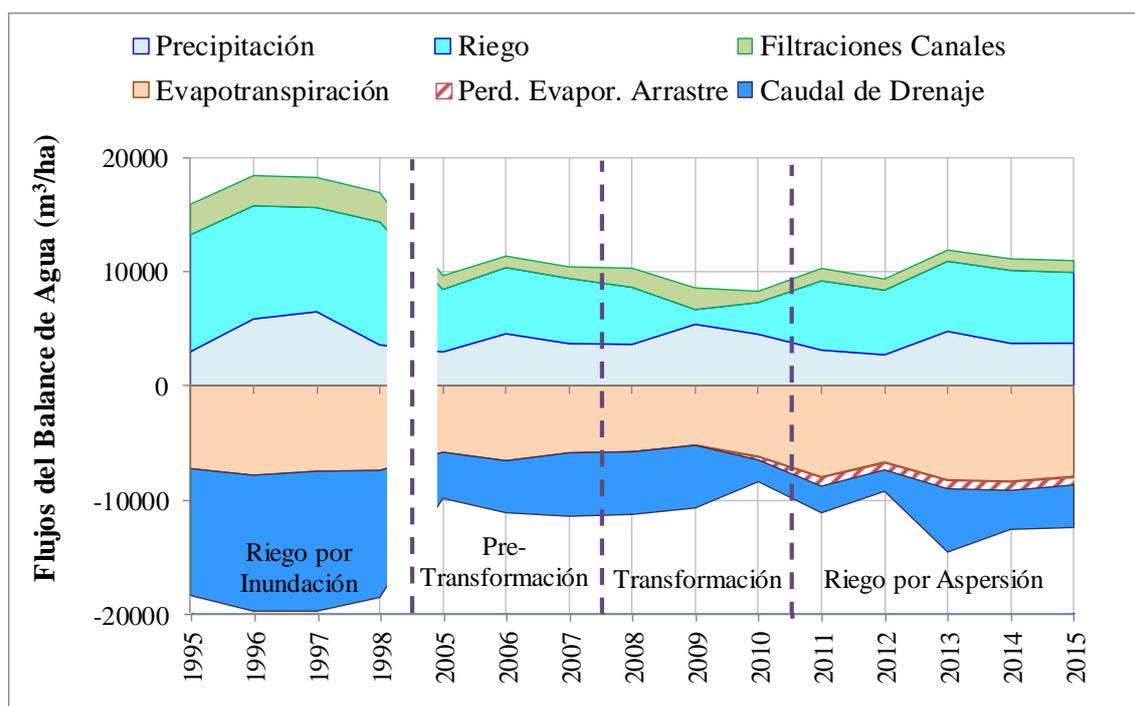


Fig. III.4. Principales componentes ( $m^3/ha$ ) del Balance de Agua en la VID para los periodos de riego por inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07), transformación (2008-2010) y riego por aspersión (2011-15).

El análisis de la varianza ha mostrado diferencias significativas entre el periodo de riego por inundación (1995-98) y el de riego por aspersión (2011-15) para todas componentes del balance, excepto la  $ET_a$  y P. En los siguientes apartados se analizan cada una de las componentes de manera más detallada.

### Riego

El riego anual aplicado en la VID presenta diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre el periodo de riego por inundación y los siguientes (pre-transformación y aspersión), sin diferencias entre ellos. Durante los años 90 el volumen de agua aplicado por riego a manta ascendía a la elevada cantidad de  $I_{90s} = 10017 m^3/ha$  ( $CV = 6.8\%$ ; Tabla III.2) debido al predominio del cultivos con altas necesidades hídricas, el maíz principalmente y la alfalfa en segundo lugar (Capítulo II), y a la ineficiencia del obsoleto sistema de riego por inundación.

Durante los años previos a la transformación (2005-07), el riego se reduce un 43% ( $I_{00s} = 5665 m^3/ha$ ) debido fundamentalmente a tres factores: (i) la sequía ocurrida en el año 2005 que ocasionó restricciones durante los siguientes años y un cambio en los patrones de cultivo, (ii) las mejoras que se empiezan a implementar en la distribución del agua de riego en la AWUA (construcción del canal elevado de La Violada y

revestimiento de canales), y (iii) la incertidumbre ante las obras de modernización (los agricultores tienden a sustituir del cultivo de maíz por otros cultivos de menor inversión o incluso prolongan del cultivo de la alfalfa hasta más de 6 años). Un análisis pormenorizado de los riegos aplicados a los principales cultivos se presenta en el capítulo IV.

Durante el periodo de riego por aspersión (2011-15), con la intensidad de cultivo recuperada (cultivo predominante del maíz e introducción de las dobles cosechas), el riego aumenta ligeramente (respecto al periodo 00s) a  $I_{10s} = 6093 \text{ m}^3/\text{ha}$  (con menor variabilidad  $CV = 4.4\%$ ), pero mantiene su tendencia a la baja (39 % menos respecto al periodo 1995-98).

Los valores de riego obtenidos para ambos periodos son acordes a los aportados por otros autores en cuencas del Valle Medio del Ebro de características similares a la VID bajo riego por inundación o riego por aspersión. García-Garizábal y Causapé (2010) determinaron una aportación de riego por inundación media de  $9600 \text{ m}^3/\text{ha}$  (con la alfalfa como cultivo dominante seguida del maíz) mientras que Tedeschi et al. (2001) reduce este valor a  $7035 \text{ m}^3/\text{ha}$  en una zona nueva puesta en riego por aspersión (con el maíz como cultivo principal seguido de la alfalfa) desde 1992 y estudiada para los años 1997-98.

La distribución del riego a lo largo del año se ha reducido con la introducción del riego por aspersión principalmente en abril y durante los meses de verano (Fig. III.5). En riego por superficie, en el mes de abril se realizaban los riegos llamados “de huebra” para preparar el terreno para el cultivo maíz y facilitar su nascencia reduciendo los problemas de encostramiento superficial (encarado). Estos riegos desaparecen con el periodo de pre-transformación debido al cambio de patrón de los cultivos (maíz por alfalfa). La generalización de la siembra directa (que reduce los posibles problemas de encostramiento) en riego por aspersión hace innecesaria su aplicación o permite reducirlos con riegos muy bajos y muy frecuentes.

Tabla III.2. Media anual (letras diferentes representan diferencias significativas entre periodos,  $P < 0.05$ ), desviación estándar (SD) y coeficiente de variación (CV) de las principales componentes del balance de agua en la VID para los periodos de inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07), transformación (2008-10) y aspersión (2011-2015); y sus incrementos ( $\Delta$ ) respecto al periodo de inundación. El periodo de pre-transformación no está incluido en el ANOVA.

BALANCE DE AGUA													
		Media $\pm$ SD	CV	$\Delta_{90s}$	Media $\pm$ SD	CV	$\Delta_{90s}$	Media $\pm$ SD	CV	$\Delta_{90s}$	Media $\pm$ SD	CV	$\Delta_{90s}$
		(m <sup>3</sup> /ha)	(%)	(%)	(m <sup>3</sup> /ha)	(%)	(%)	(m <sup>3</sup> /ha)	(%)	(%)	(m <sup>3</sup> /ha)	(%)	(%)
Flujos de Entrada													
Sistema de Riego	Periodo	Riego (I)	Precipitación (P)	Filtraciones de Canales (CS)	Total Entradas								
<i>Inundación</i>	1995-98	10017a $\pm$ 686	6.8	--	4727a $\pm$ 1702	36.0	--	2624a $\pm$ 40	1.5	--	17368 $\pm$ 1186	6.8	--
<i>Pre-Transform.</i>	2005-07	5665b $\pm$ 166	2.9	-43	3739a $\pm$ 797	21.3	-21	1067b $\pm$ 111	10.4	-59	10471 $\pm$ 859	8.2	-40
<i>Transform.</i>	2008-10	3026 $\pm$ 1862	61.5	-70	4508 $\pm$ 876	19.4	-5	1511 $\pm$ 479	31.7	-42	9045 $\pm$ 1090	12.1	-48
<i>Aspersión</i>	2011-15	6093b $\pm$ 270	4.4	-39	3611a $\pm$ 774	21.4	-24	1012b $\pm$ 48	4.7	-61	10716 $\pm$ 956	8.9	-38
Flujos de Salida													
		Caudal de Drenaje (Q)	Evapotranspiración (ET <sub>a</sub> )	Pérd. Evapor. y Arr. (WDEL)	Total Salidas								
<i>Inundación</i>	1995-98	11598a $\pm$ 575	5.0	--	7499a $\pm$ 244	3.2	--	--	--	--	19096 $\pm$ 748	3.9	--
<i>Pre-Transform.</i>	2005-07	4716b $\pm$ 772	16.4	-59	6087b $\pm$ 413	6.8	-19	--	--	--	10803 $\pm$ 833	7.7	-43
<i>Transform.</i>	2008-10	4285 $\pm$ 2068	48.3	-63	5717 $\pm$ 502	8.8	-24	182 $\pm$ 203	111.5	--	10183 $\pm$ 1517	14.9	-47
<i>Aspersión</i>	2011-15	3377b $\pm$ 1429	42.3	-71	7803a $\pm$ 669	8.6	+4	772 $\pm$ 50	6.4	--	11952 $\pm$ 1965	16.4	-37

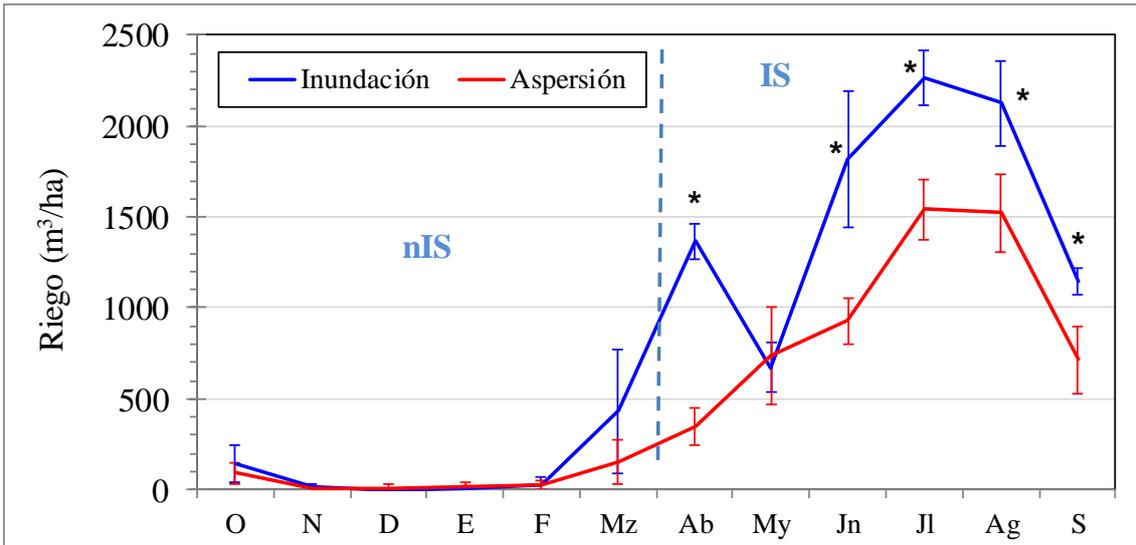


Fig. III.5. Evolución a lo largo del año del riego aplicado y su desviación estándar (barras verticales) para los periodos de inundación (1955-98) y riego por aspersión (2011-15). Los asteriscos indican los meses con diferencias significativas entre riego por inundación (1995-98) y aspersión (2011-15) diferenciando la estación de no riego (nIS) y la estación de riego (IS).

El menor riego aplicado y comparando los dos periodos de cultivo intenso de riego por inundación y aspersión (1995-98 y 2011-15) significa que el volumen total detráido del Canal de Monegros para riego se ha reducido de 37.4 hm<sup>3</sup>/año a 23.9 hm<sup>3</sup>/año (36%; Tabla III.3).

Tabla III.3. Volumen detráido para riego del Canal de Monegros en la VID para los periodos de riego por inundación, pre-transformación y riego por aspersión; con sus incrementos respecto al riego por inundación ( $\Delta$ ) y diferenciando entre estación de no riego (nIS) y estación de riego (IS).

VOLUMEN DETRAÍDO PARA RIEGO						
Sistema de Riego	Periodo	nIS	IS	Anual	$\Delta_{90s}$	
		(hm <sup>3</sup> /año)	(hm <sup>3</sup> /año)	(hm <sup>3</sup> /año)	(%)	(%)
<b>Inundación</b>	<b>1995-98</b>	2.3	35.1	<b>37.4</b>		
<b>Pre-Transformación</b>	<b>2005-07</b>	2.0	18.2	20.2	-17.2	-46.1
<b>Aspersión</b>	<b>2011-15</b>	1.2	22.7	<b>23.9</b>	<b>-13.5</b>	<b>-36.2</b>

### Filtraciones de Canales

Se han encontrado diferencias significativas (P<0.05) entre las CS que se producían durante el periodo 1995-98 y las producidas tras la construcción del nuevo canal elevado de la Violada (2003). Las filtraciones de los canales en el periodo 1995-98 ascendían a CS<sub>90s</sub> = 2624 m<sup>3</sup>/ha (CV = 1.5%; Tabla III.2), principalmente debido a la degradación del hormigón de los canales por el yeso del suelo de la VID (Barros 2011a; Isidoro et al., 2004, 2006a; Jiménez-Aguirre et al., 2017a). Tras la construcción del nuevo canal, las CS del periodo 2005-07 se producen únicamente a través de los canales

de Monegros y Santa Quiteria (en su tramo no suspendido de 5.4 km) y se reducen a  $CS_{00s} = 1067 \text{ m}^3/\text{ha}$  (-59%) con un  $CV = 10.4\%$ .

En el periodo 2011-15, tras la modernización y las actuaciones de mantenimiento realizadas en los canales de Monegros y Sta. Quiteria, las CS se mantienen fijas (respecto al periodo de pre-transformación) en  $CS_{10s} = 1012 \text{ m}^3/\text{ha}$ ; un 61% menor respecto al riego por inundación y con menor variabilidad ( $CV = 4.7\%$ ). Esto se traduce en que el volumen de agua perdido mediante las CS en riego por inundación se reduce de  $9.8 \text{ hm}^3/\text{año}$  a  $4.0 \text{ hm}^3/\text{año}$  bajo riego por aspersión (Tabla III.4).

Tabla III.4. Volumen perdido por las filtraciones de canales (CS) en la VID para los periodos de riego por inundación, pre-transformación y riego por aspersión; con sus incrementos respecto al riego por inundación ( $\Delta$ ) y diferenciando entre estación de no riego (nIS) y estación de riego (IS).

VOLUMEN DE LAS FILTRACIONES DE CANALES						
Sistema de Riego	Periodo	nIS	IS	Anual	$\Delta_{/90s}$	
		( $\text{hm}^3/\text{año}$ )	( $\text{hm}^3/\text{año}$ )	( $\text{hm}^3/\text{año}$ )	(%)	(%)
<i>Inundación</i>	<i>1995-98</i>	4.5	5.3	<b>9.8</b>		
<i>Pre-Transformación</i>	<i>2005-07</i>	1.7	2.1	3.8	-6.0	-61.6
<i>Aspersión</i>	<i>2011-15</i>	1.9	2.1	<b>4.0</b>	<b>-5.8</b>	<b>-59.5</b>

### Caudal de Drenaje

El caudal de drenaje (Q) en la estación de aforos presenta diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre el periodo de riego por inundación respecto a los siguientes periodos, no habiendo diferencias entre pre-transformación y aspersión. Durante el periodo de 1995-98 en la estación de aforo se registraba un caudal de drenaje  $Q_{90s} = 11598 \text{ m}^3/\text{ha}\cdot\text{año}$  ( $CV = 5.0\%$ ; Tabla III.2) equivalente a  $43.3 \text{ hm}^3/\text{año}$  (Tabla III.5) y la mayor parte de este caudal,  $30.9 \text{ hm}^3/\text{año}$  (el 71%; Tabla III.5) tenía lugar durante la estación de riego (Irrigation Season; IS).

Tabla III.5. Volumen de agua drenado a través de la estación de aforos en la VID para los periodos de riego por inundación, pre-transformación y riego por aspersión; con sus incrementos respecto al riego por inundación ( $\Delta$ ) diferenciando entre estación de no riego (nIS).

VOLUMEN DE AGUA DRENADO						
Sistema de Riego	Periodo	nIS	IS	Anual		
		( $\text{hm}^3/\text{año}$ )	( $\text{hm}^3/\text{año}$ )	( $\text{hm}^3/\text{año}$ )	$\Delta_{/90s}$	(%)
<i>Inundación</i>	<i>1995-98</i>	12.4	30.9	<b>43.3</b>		
<i>Pre-Transformación</i>	<i>2005-07</i>	4.5	12.4	16.9	-26.4	-60.9
<i>Aspersión</i>	<i>2011-15</i>	5.9	7.4	<b>13.3</b>	<b>-30.0</b>	<b>-69.3</b>

Como respuesta al menor I aplicado y la disminución de las CS, durante el periodo 2005-07 el caudal de drenaje se reduce a  $Q_{00s} = 4716 \text{ m}^3/\text{ha}\cdot\text{año}$  ( $CV = 16.4\%$ ) lo que implica una reducción del 59% respecto al periodo anterior. Así el volumen anual drenado por la estación de aforos desciende a  $16.9 \text{ hm}^3/\text{año}$  y la mayor parte de este volumen (74%;  $12.4 \text{ hm}^3/\text{año}$ ; Tabla III.5) se sigue produciendo en la IS.

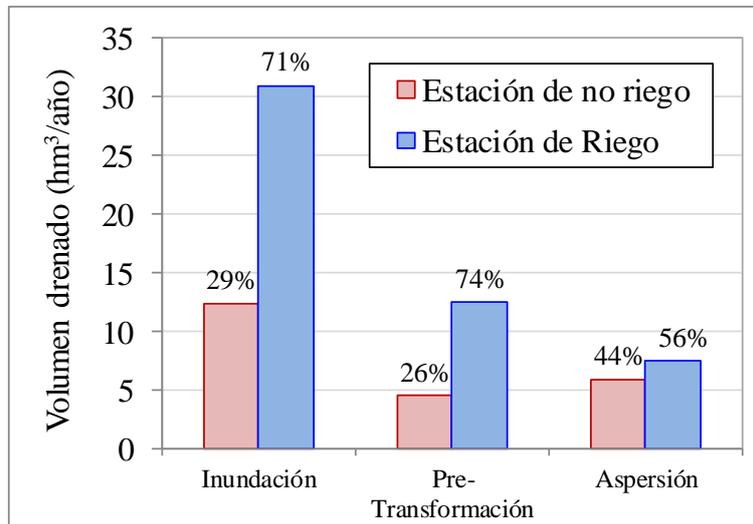


Fig. III.6. Comparativa del volumen drenado por la estación de aforos en la estación de no riego (nIS) y la estación de riego (IS) para los periodos de riego por inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07) y riego por aspersión (2011-15).

El periodo de riego por aspersión (2011-15) continúa con la tendencia a la baja del caudal de drenaje con  $Q_{10s} = 3377 \text{ m}^3/\text{ha}\cdot\text{año}$  (-71%; Tabla III.2) pero con una elevada variabilidad ( $CV = 42.3\%$ ). El volumen total drenado a través de la estación de aforo disminuye a  $13.3 \text{ hm}^3/\text{año}$ ; un 69% menor respecto al periodo de riego por inundación (Tabla III.5). En este periodo (2011-15) el drenaje en la IS y en la de estación de no riego (non-irrigation season; nIS) se igualan prácticamente, siendo el 56% ( $7.4 \text{ hm}^3/\text{año}$ ) durante la IS (Tabla III.5). El balance de agua realizado por Tedeschi et al. (2001) en otro sistema de riego por aspersión en el Valle del Ebro muestra un patrón de drenaje muy similar al obtenido en la VID. Por otro lado, la gran variabilidad (elevado CV) del Q anual en riego por aspersión obedece sobre todo al elevado caudal de 2013 debido a las fuertes lluvias de octubre de 2012 y la crecida subsiguiente (Fig. III.4).

### **Evapotranspiración y Pérdidas por Evaporación y Arrastre**

La  $ET_a$  es el único parámetro que no presenta diferencias significativas entre los periodos de inundación y aspersión, aunque sí muestra ligeras diferencias con la pre-transformación. La  $ET_a$  en la VID con riego a manta ascendía de  $ET_{a-90s} = 7499 \text{ m}^3/\text{ha}$

(CV = 3.2%; Tabla III.2) fundamentalmente debida al cultivo del maíz (50% de la  $ET_a$ ) y la alfalfa (21%). Durante los años de pre-transformación la  $ET_a$  disminuye en un 19% ( $ET_{a-00s} = 6087 \text{ m}^3/\text{ha}$ ; CV = 6.8%) debido al cambio de patrón de cultivos (maíz 6%, alfalfa 43%; cereal 32%).

Bajo riego por aspersión (2011-15) la  $ET_a$  se incrementa ligeramente hasta  $ET_{a-10s} = 7836 \text{ m}^3/\text{ha}$  (CV = 8.6%; 4% de incremento respecto al riego por inundación). Además, la nueva componente WDEL =  $772 \text{ m}^3/\text{ha}$  (CV = 6.4%) incrementa el uso consuntivo (CU) producido en la VID. Al comparar el volumen total de agua evapotranspirada en la VID en ambos periodos, se observa que sólo se ha incrementado un 9.2% desde  $28.0 \text{ hm}^3/\text{año}$  a  $30.6 \text{ hm}^3/\text{año}$ . Por otro lado el volumen de agua perdido por las WDEL asciende a  $3 \text{ hm}^3/\text{año}$ , lo que finalmente aumenta el volumen total de agua consumida a  $33.6 \text{ hm}^3/\text{año}$  (Tabla III.6).

Tabla III.6 Volumen de agua de uso consuntivo ( $CU = ET_a + WDEL$ ) en la VID para los periodos de riego por inundación, pre-transformación y riego por aspersión; con sus incrementos respecto al riego por inundación ( $\Delta$ ) y diferenciando entre estación de no riego (nIS) y estación de riego (IS)

VOLUMEN AGUA DE USO CONSUNTIVO											
Sistema de Riego	Periodo	nIS		IS		Anual			Vol-CU Anual		
		(hm <sup>3</sup> /año)		(hm <sup>3</sup> /año)		(hm <sup>3</sup> /año)	$\Delta_{90s}$	(%)	(hm <sup>3</sup> /año)	$\Delta_{90s}$	(%)
<b>Inundación</b>	<b>1995-98</b>			4.4	23.6	<b>28.0</b>			<b>28.0</b>		
<b>Pre-transfor.</b>	<b>2005-07</b>	ETa		4.4	17.2	21.7	-6.3	-22.5	21.7	-6.3	-22.5
				6.1	24.4	<b>30.6</b>	2.6	9.2			
<b>Aspersión</b>	<b>2011-15</b>								<b>33.6</b>	5.6	20.0
		WDEL		0.1	2.9	<b>3.0</b>	3.0	--			

El incremento observado en los rendimientos, particularmente del maíz (Capítulo IV), haría esperable un incremento de la  $ET_a$  de cultivos superior al observado, especialmente para el maíz. En la Tabla III.6 se observa que el incremento de la  $ET_a$  se ha producido principalmente en la nIS lo que indicaría que el aumento en la  $ET_a$  está principalmente ocasionado por el cereal y no por el maíz como cabría esperar. Debido a esto, se hace necesario investigar si hasta el momento, los cálculos de  $ET_a$  (mediante el balance de agua en el suelo) para los cultivos de mayores requerimientos, pueden estar influidos por el uso de valores medios de las características hidrológicas del suelo (FC y WP) para toda la zona regable y si las estimas de  $ET_a$  se verían mejoradas por el uso de valores desagregados de FC y WP en las distintas unidades de suelos (Capítulos V y VI).

### III.3.2. Balance de Sales

La evolución mensual de las componentes de entrada ( $SL_{IN}$ ; debida al riego principalmente) y salida (masa de sales de exportada por el drenaje;  $SL_Q$ ) del balance de sales, así como el volumen de riego aplicado ( $I$ ), drenaje registrado en la estación de aforos ( $Q$ ) y su concentración salina (sólidos disueltos totales, TDS) se presentan en la Fig. III.7. Se puede apreciar la significativa reducción del drenaje y las sales exportadas a través de la estación de aforo. Estos y los demás parámetros representados son analizados en más detalle a continuación.

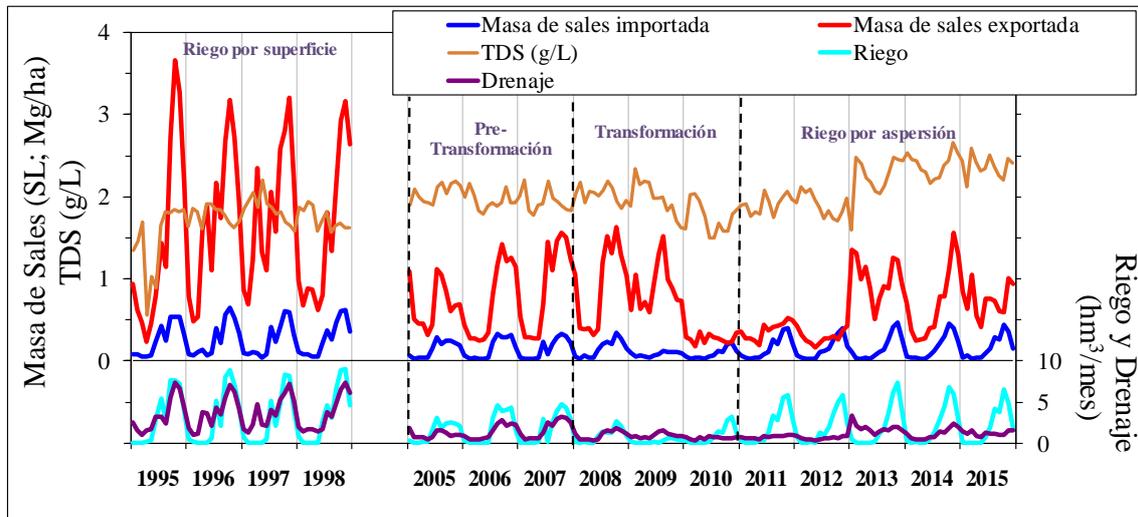


Fig. III.7 Evolución mensual en la VID de la masa de sales de entrada ( $SL_{IN}$ ) y salida ( $SL_{OUT}$ ), volumen de riego aplicado ( $I$ ), volumen de salida de agua ( $Q$ ; caudal en el B<sup>co</sup> de La Violada) y sólidos disueltos totales ( $TDS_Q$ ) en los años los años hidrológicos 1995-98 y 2005-15.

#### Sólidos disueltos totales en el caudal de drenaje

El  $TDS_Q$  del periodo de riego por inundación presenta diferencias muy significativas con el periodo de aspersión y diferencias significativas con el periodo de pre-transformación. En la Fig. III.7 se observa el progresivo aumento de  $TDS_Q$  en la estación de aforos durante los años estudiados como consecuencia de la disminución de los flujos diluyentes. Bajo riego por inundación se obtiene una concentración media de  $TDS_{Q-90s} = 1.7$  g/L (CV = 0.2%; Tabla III.7), mientras que para los periodos de pre-transformación y riego por aspersión asciende a  $TDS_{Q-00s} = 1.9$  y  $TDS_{Q-10s} = 2.2$  g/L (con el mismo CV = 0.2%), esto supone un incremento del 16% entre 1995-98 y 2005-07 y del 26% entre 1995-98 y 2011-15.

La escasa variabilidad de los  $TDS_Q$  en todos los periodos se debe al alto contenido en yeso del caudal circulante por el barranco. Este caudal disuelve el material original (yeso) de la VID produciendo su saturación (o casi) (Jiménez-Aguirre et al, 2017a y 2017b) y manteniendo un valor constante de EC en torno a 2 dS/m (Isidoro et al., 2006a).

Durante el periodo 2011-15 se pueden diferenciar dos fases separadas por el evento de precipitación torrencial de 144 mm (Fig. III.8) en la madrugada del 20 de octubre de 2012 (inicio del año hidrológico 2013 – AH2013) recogidos en la Estación meteorológica de AEMET (en el interior de la VID; Fig. III.1). Las precipitaciones comenzaron antes de la media noche, por lo que 53 mm se recogieron el día 19 y 91 mm 20 de octubre. Esta intensa precipitación produjo un pico en el caudal de salida ( $7.42 \text{ m}^3/\text{s}$ ) y una movilización de sales que se mantiene en los años posteriores (2014-15). Thayalakumaran et al. (2007) señalan que un evento de lluvia extremo con fuertes inundaciones puede producir una movilización lateral y vertical de las sales del suelo a largo plazo dependiendo de la escala espacial del sistema.

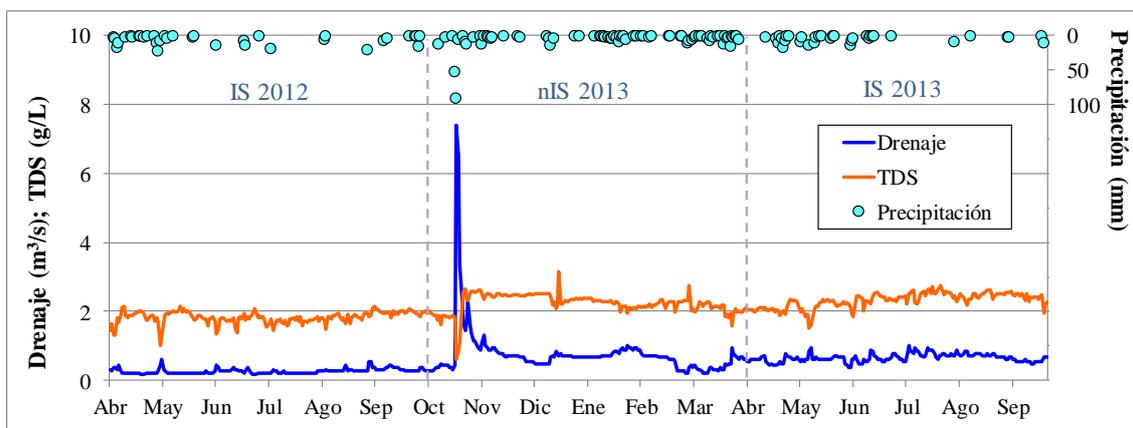


Fig. III.8. Precipitación, TDS y caudal en la estación de aforos antes y después del evento de precipitación de la madrugada del 20 de octubre de 2012.

Antes de la precipitación (años 2011-12) los  $TDS_Q$  habían disminuido a valores de 1.8 g/L (Fig. III.7), próximos a los registrados durante el periodo 1995-98. Tras el evento de lluvia torrencial, los  $TDS_{Q2013-15}$  ascienden a 2.3 g/L valores sólo registrados hace 30 años por Faci et al. (1985) en la VID. La movilización de sales producida puede tener su origen en un horizonte salino del suelo o en una capa freática salina situados en profundidad. Los niveles elevados de infiltración que se producían hace 30 años movilizarían las sales de estas capas y contribuirían con un mayor aporte salino al sistema de drenaje, dando lugar a valores mayores de  $TDS_Q$ .

Tabla III.7. Media anual (letras diferentes representan diferencias significativas entre periodos,  $P < 0.05$ ), desviación estándar (SD) y coeficiente de variación (CV) de las principales componentes del balance de sales en la VID para los periodos de inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07), transformación (2008-10) y aspersión (2011-2015); y sus incrementos ( $\Delta$ ) respecto al periodo de inundación El periodo de pre-transformación no está incluido en el ANOVA.

<b>BALANCE DE SALES</b>													
		Media $\pm$ SD			CV $\Delta_{90s}$			Media $\pm$ SD			CV $\Delta_{90s}$		
		<b>Masa de Sales de Entrada</b>						<b>Masa de Sales de Salida</b>					
Sistema de Riego	Periodo	<b>Riego (<math>SL_I</math>)</b>	<b>Precipitación (<math>SL_P</math>)</b>	<b>Filtraciones de Canales (<math>SL_{CS}</math>)</b>	<b>Sales de Entrada (<math>SL_{IN}</math>)</b>	$\Delta$	<b>Riego (<math>SL_I</math>)</b>	<b>Precipitación (<math>SL_P</math>)</b>	<b>Filtraciones de Canales (<math>SL_{CS}</math>)</b>	<b>Sales de Entrada (<math>SL_{IN}</math>)</b>	$\Delta$	<b>Sales de Salida (<math>SL_{OUT}</math>)</b>	$\Delta$
		(Mg/ha-año)	(%)	(%)	(Mg/ha-año)	(%)	(Mg/ha-año)	(%)	(%)	(Mg/ha-año)	(%)	(Mg/ha-año)	(%)
<b>Inundación</b>	<b>1995-98</b>	2.3 $\pm$ 0.2	6.8	--	0.3 $\pm$ 0.1	36.0	--	0.6 $\pm$ 0.0	1.5	--	3.2 a $\pm$ 0.1	2.8	--
<b>Pre-Transform.</b>	<b>2005-07</b>	1.4 $\pm$ 0.0	2.9	-41	0.2 $\pm$ 0.0	21.3	-33	0.3 $\pm$ 0.0	10.4	-57	1.8 b $\pm$ 0.1	2.8	-43
<b>Transform.</b>	<b>2008-10</b>	0.7 $\pm$ 0.5	61.5	-68	0.2 $\pm$ 0.0	19.4	-19	0.4 $\pm$ 0.1	31.7	-40	1.3 $\pm$ 0.4	31.8	-59
<b>Aspersión</b>	<b>2011-15</b>	1.5 $\pm$ 0.1	4.4	-36	0.2 $\pm$ 0.0	21.4	-35	0.2 $\pm$ 0.0	4.7	-60	1.9 b $\pm$ 0.1	4.9	-41
<b>Masa de Sales de Salida</b>													
		Media $\pm$ SD			CV $\Delta_{90s}$			Media $\pm$ SD			CV $\Delta_{90s}$		
		<b>Sólidos disueltos (<math>TDS_Q</math>)</b>						<b>Sales Exportadas (<math>S_Q</math>)</b>					
		(g/L)	(%)	(%)	(Mg/ha-año)	(%)	(%)	(Mg/año)	(%)	(%)	(Mg/ha-año)	(%)	(%)
<b>Inundación</b>	<b>1995-98</b>	1.7 a $\pm$ 0.2	9.4	--	19.9 $\pm$ 1.9	9.3	--	74259 $\pm$ 7134	9.6	--	19.9 a $\pm$ 1.9	9.3	--
<b>Pre-Transform.</b>	<b>2005-07</b>	2.0 b $\pm$ 0.1	2.9	16	9.3 $\pm$ 1.2	13.4	-53	33219 $\pm$ 7573	22.8	-55	9.3 b $\pm$ 1.2	13.4	-53
<b>Transform.</b>	<b>2008-10</b>	1.9 $\pm$ 0.2	8.2	12	8.3 $\pm$ 4.4	52.8	-58	19882 $\pm$ 5813	29.2	-73	8.3 $\pm$ 4.4	52.8	-58
<b>Aspersión</b>	<b>2011-15</b>	2.2 c $\pm$ 0.2	11.1	26	6.3 $\pm$ 3.5	55.4	-68	29370 $\pm$ 14115	48.1	-60	6.3 b $\pm$ 3.5	55.4	-68
<b>Balance de Sales (SB)</b>													
		(Mg/ha-año)						(Mg/ha-año)					
<b>Inundación</b>	<b>1995-98</b>	-17.3 a $\pm$ 1.9						11.0					
<b>Pre-Transform.</b>	<b>2005-07</b>	-7.7 b $\pm$ 1.2						15.8					
<b>Transform.</b>	<b>2008-10</b>	-7.4 $\pm$ 4.3						59.0					
<b>Aspersión</b>	<b>2011-15</b>	-5.6 b $\pm$ 3.4						61.4					

Durante el periodo de pre-transformación y los primeros años tras la transformación 2010-12, con la disminución del volumen de riego (que se refleja en la disminución de Q), el agua de infiltración dejó de lavar esas sales, originando valores más bajos de  $TDS_Q$ . El lavado reducido de esos años y la posible acumulación de sales debida a la destrucción parcial de la red de drenaje enterrada de muchas parcelas con la instalación de las tuberías porta-aspersores pudieron dar lugar a una reserva de sales en el sistema que sólo empezó a lavarse con las lluvias de 20 octubre de 2012, haciendo subir nuevamente los niveles de  $TDS_Q$  y coincidiendo con la plena recuperación de la intensidad de cultivo de maíz a partir del AH2013 (con mayores I y Q). Esta alteración en el balance de sales parece mantenerse durante varios años (hasta hoy) y sería necesario comprobar si se mantiene en el tiempo o disminuye hasta alcanzar un nuevo equilibrio.

### *Sales de entrada y salida*

La masa de sales de entrada ( $SL_{IN}$ , Tabla III.7, Fig. III.7) presenta diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre el periodo de 1995-98 y los periodos 2005-07 y 2011-15, que no presentan diferencias entre ellos. Durante el periodo de riego a manta (1995-98)  $SL_{IN-90s}$  ascendía a 3.2 Mg/ha (CV = 2.8%) principalmente debido al elevado I y las CS, aunque la cantidad de sales aportadas por estas componentes ( $SL_{I-90s} = 2.3$  Mg/ha y  $SL_{CS-90s} = 0.6$  Mg/ha) es moderada, debido a la buena calidad para riego del agua procedente del Canal de Monegros (Barros et al., 2012b). Durante el periodo de pre-transformación  $SL_{IN-00s}$  desciende un 43% a 1.8 Mg/ha (CV = 2.8%). Finalmente, el riego por aspersión (2011-15) supone una reducción total del 41% del aporte de sales a la VID ( $SL_{IN-10s} = 1.9$  Mg/ha) respecto al riego por inundación, algo menor a la reducción durante el periodo de transformación al haberse incrementado de nuevo el riego.

La masa de sales exportada ( $SL_Q$ ) presenta diferencias entre el periodo de los años 90s frente a los 00s y 10s que no presentan diferencias entre ellos. En riego por inundación  $SL_Q$  ascendía a  $SL_{Q-90s} = 19.9$  Mg/ha·año (CV = 9.3%; Tabla III.7) produciendo un aporte de sales a través del  $B^{co}$  de La Violada de  $S_{Q-90s} = 74259$  Mg/año (Tabla III.8). El aporte de sales se producía principalmente durante la IS (72%;  $S_{Q-IS-90s} = 53443$  Mg/año) mientras que durante el periodo de pre-transformación la  $SL_{Q-00s}$  se reduce un 53%, a 9.3 Mg/ha·año ( $S_{Q-00s} = 33219$  Mg/año) aunque se continúa

exportando la mayor parte de las sales (74%) durante la IS ( $SL_{Q-IS-00s} = 24545$  Mg/ha·año).

Tabla III.8. Total sales exportadas anualmente a través del  $B^{co}$  de La Violada para los periodos de riego por inundación, pre-transformación y aspersión (separando los periodos 2011-12 y 2013-15); y sus incrementos respecto al riego por inundación ( $\Delta$ ) diferenciando entre estación de no riego (nIS) y estación de riego (IS).

TOTAL SALES EXPORTADAS ( $S_Q$ )					
Sistema de Riego	Periodo	nIS	IS	Anual	
		(Mg/año)	(Mg/año)	(Mg/año)	$\Delta_{/90s}$ (%)
<b>Inundación</b>	<b>1995-98</b>	20815.7	53443.4	<b>74259.1</b>	
<b>Pre-Transformación</b>	<b>2005-07</b>	8673.7	24545.5	<b>33219.1</b>	-55.3
	<b>2011-15</b>	12685.9	16684.2	<b>29370.1</b>	-60.4
<b>Aspersión</b>	<b>2011-12</b>	6534.1	8887.4	<b>15421.5</b>	
	<b>2013-15</b>	16787.1	21882.0	<b>38669.1</b>	

Finalmente durante el periodo de aspersión  $SL_{Q-10s}$  se ha reducido un 68% respecto al riego a manta de los años 90s, exportando anualmente 6.3 Mg/ha ( $S_{Q-10s} = 29370$  Mg/año; Tabla III.8) y prácticamente igualando las sales exportadas durante la IS ( $S_{Q-IS-10s} = 16684$  Mg/año; 57%) y la nIS ( $S_{Q-nIS-10s} = 12686$  Mg/año).

La masa de sales exportada bajo el nuevo sistema de aspersión en la VID (con sustrato yesoso) ha resultado muy semejante al registrado en otras zonas regadas por aspersión del Valle Medio del Ebro (entre 5 y 7 Mg/ha) que no presentan sustratos de alto contenido de yeso u otras sales (Causapé, 2009; CITA-CHE, 2017; García-Garizábal y Causapé 2010; Villar et al. 2015). Sin embargo destaca la diferencia obtenida al compararlo con otras cuencas en aspersión con sustrato salino o yesoso, donde se obtienen valores de 13-14 Mg/ha (CITA-CHE, 2017; Tedeschi et al., 2001). Esta diferencia puede deberse a la tecnificación y nuevas instalaciones de la VID en comparación con las otras cuencas no tan recientes.

Por otro lado, debido al incremento de  $TDS_Q$  que se produce al principio del AH2013, se diferencian dos fases en las masas de sales exportadas en el periodo de aspersión (2011-15)  $SL_{Q-10s}$ : (i) durante los años 2011-12, antes de la precipitación del 20 de octubre de 2012, se exportaba una masa de sales de  $SL_{Q11-12} = 4.0$  Mg/ha·año ( $S_{Q11-12} = 15422$  Mg/año; Tabla III.8); (ii) durante los años 2013-2015 esta masa se incrementa a  $SL_{Q13-15} = 9.8$  Mg/ha·año ( $S_{Q13-15} = 38669$  Mg/año). El evento del 20 de octubre, así como la abundante lluvia que tuvo lugar durante el resto de la nIS de 2013 parecen haber movilizad las sales acumuladas durante un periodo de menor lavado de sales,

como se indicaba en el apartado anterior, debido al bajo caudal de drenaje entre 2010 y 2012 ( $Q_{10-12} = 8 \text{ hm}^3/\text{año}$ ) y, hasta el momento, esta movilización de sales se mantiene durante los años siguientes (2013-15).

### *Balance de sales*

El ANOVA realizado para el SB vuelve a mostrar diferencias entre los años 90s frente a los 00s y 10s. El balance de sales (Tabla III.7) bajo riego por inundación alcanza valores de  $SB_{90s} = -17.3 \text{ Mg/ha}$  ( $CV = 11.0\%$ ) y durante los años 2005-07 de  $SB_{00s} = -7.7 \text{ Mg/ha}$  ( $CV = 15.8\%$ ;  $-55\%$ ), para finalmente con riego por aspersión llegar a un  $SB_{10s} = -5.6 \text{ Mg/ha}$  ( $CV = 3.4$ ;  $-68\%$  respecto a los años 90s).

El balance de sales ha resultado negativo para todos los periodos, asegurando, de momento, la no salinización de la VID en su conjunto, al realizarse un lavado de sales suficiente. Se podría esperar que la reducción del volumen de I aportado en aspersión ocasionara un déficit en el lavado de sales, resultando en un balance de sales positivo. Hasta el momento, esta situación no se ha producido (para toda la VID); pero en una zona semi-árida regada como ésta, es importante controlar el mantenimiento del balance de sales.

El análisis del SB a lo largo del año (Fig. III.9) confirma el cambio en la época en que se produce el lavado de sales, como ya indicaban los decrementos observados de Q y  $SL_Q$  analizados en apartados anteriores. El SB resultó significativamente superior (en valor absoluto, es decir, menor lavado de sales) en riego por aspersión que en riego por inundación, para los meses de marzo a septiembre (Fig. III.9).

Bajo riego por inundación el lavado de sales ( $SB < 0$ ; Tabla III.7) era mayor, en términos absolutos, durante la IS (70%; Fig. III.10) debido principalmente al volumen (y frecuencia) de I y a las CS. El periodo de pre-transformación reduce considerablemente los términos del balance, pero el lavado de sales sigue teniendo lugar principalmente durante la IS (71%). Durante el periodo de riego por aspersión (2011-15) el lavado de sales prácticamente se iguala a lo largo del año (53%-47%), hecho que Tedeschi et al. (2001) ya destacaban en otra zona en riego por aspersión.

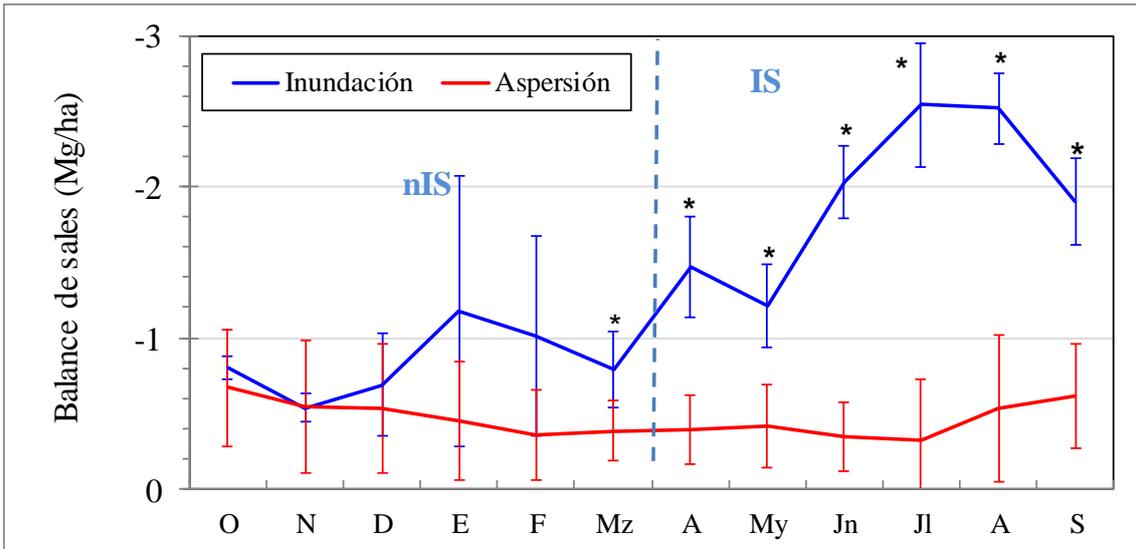


Fig. III.9. Balance de Sales a lo largo del año en la VID para los periodos de riego por inundación (1995-1998) y periodo de riego por aspersión (2011-15) diferenciando la estación de no riego (nIS) y la estación de riego (IS). Las barras verticales muestran una desviación estándar y los asteriscos indican los meses con diferencias significativas entre riego por inundación (1995-98) y aspersión (2011-15). b).

Sin embargo, para el nuevo riego por aspersión, de nuevo es necesario diferenciar las dos fases 2011-12 y 2013-15 (Fig. III.10). La primera (2011-12) muestra una inversión notable en la época que se produce el lavado respecto al riego por inundación, siendo mayor durante la nIS, 64% del SB anual, dejando el 36% restante durante la IS; mientras que a partir del AH2013 el SB se iguala en ambas estaciones (51% en la nIS y 49% en la IS).

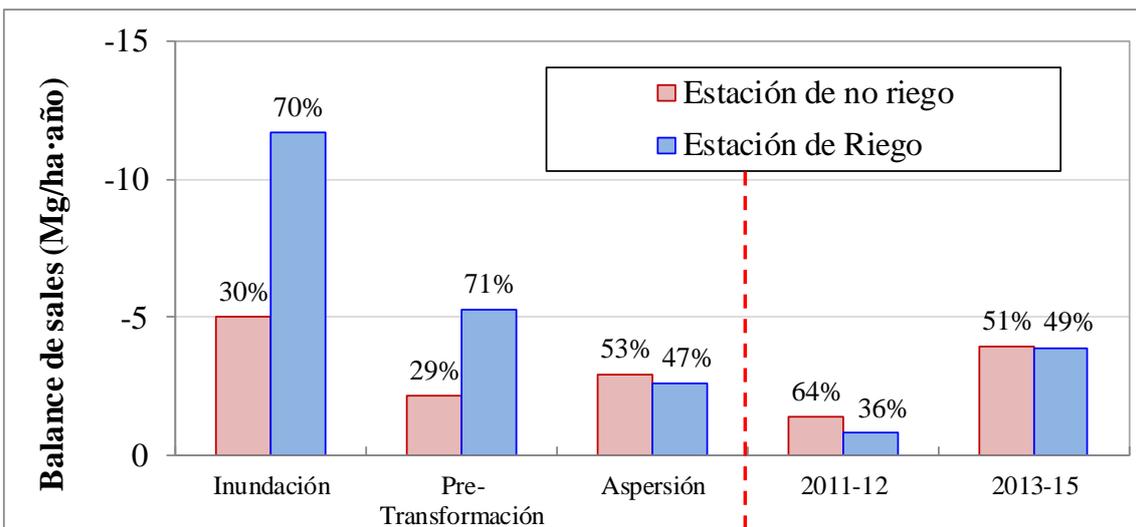


Fig. III.10. Comparativa del balance de sales en la VID producido en la estación de no riego (nIS) y la estación de riego (IS) para periodos de riego por inundación (1995-1998), periodo de pre-transformación (2005-07) y periodo de riego por aspersión (2011-15) diferenciando las dos fases del riego por aspersión: 2011-12 y 2013-15.

Valores próximos a cero del SB ( $SL_{IN} \sim SL_Q$ ) pueden ser un indicativo de escaso lavado de sales y peligro de salinización. El riego necesario para el lavado dependerá de la calidad del agua de riego, el cultivo y de las características hidrológicas del suelo (Bos y Wolters, 1994). Incluso zonas regadas con agua de muy buena calidad (como la procedente del Canal de Monegros;  $EC < 1dS/m$ ) son propensas a la salinización con un riego inadecuado que no asegure el lavado de sales (Bos y Wolters, 1994; Van Hoorn y Van Alphen, 1994). El ajuste de la dosis necesaria para el lavado se ha de realizar en función de las características de la zona regada. Así pues, evitar un riego demasiado escaso (por aspersión) que no asegure el correcto lavado de sales es crucial en el manejo del riego en la VID.

Anteriormente se ha visto que el SB anual de la VID se ha mantenido siempre negativo, descartando el problema de una posible salinización del suelo para el conjunto de la zona regable. No obstante, el SB mensual de la VID ha resultado ligeramente positivo ( $SL_{IN} > SL_Q$ ; Fig. III.7) en julio y agosto de 2012 (Tabla III.9) y se observa como los valores de los años 2011-12 están muy próximos a cero y a partir del año 2013 se recupera el lavado de sales necesario (aumenta el valor absoluto del balance de sales mensual). De mantenerse esta tendencia el actual lavado de sales que se está produciendo en la VID es suficiente para evitar la salinización de la zona regada.

Tabla III.9. Balance salino mensual de la VID para los años correspondientes a los periodos de riego por inundación, pre-transformación y riego por aspersión. En negrita se destacan los meses de balance positivo.

BALANCE DE SALES MENSUAL (Mg)												
	Riego por inundación				Pre-transformación			Riego por Aspersión				
AH:	1995	1996	1997	1998	2005	2006	2007	2011	2012	2013	2014	2015
<b>Oct</b>	-0.85	-0.71	-0.78	-0.87	-1.03	-0.38	-0.51	-0.28	-0.36	-1.24	-0.65	-0.81
<b>Nov</b>	-0.54	-0.41	-0.61	-0.59	-0.49	-0.24	-0.27	-0.23	-0.28	-1.30	-0.33	-0.57
<b>Dic</b>	-0.41	-0.43	-1.12	-0.79	-0.42	-0.23	-0.26	-0.24	-0.22	-0.97	-0.21	-1.02
<b>Ene</b>	-0.17	-1.47	-2.25	-0.81	-0.42	-0.22	-0.25	-0.22	-0.19	-1.11	-0.23	-0.52
<b>Feb</b>	-0.38	-1.81	-1.29	-0.56	-0.28	-0.23	-0.23	-0.15	-0.15	-0.85	-0.25	-0.38
<b>Mar</b>	-0.55	-1.00	-1.02	-0.58	-0.29	-0.30	-0.45	-0.37	-0.12	-0.45	-0.34	-0.66
<b>Abr</b>	-1.01	-1.77	-1.65	-1.44	-0.83	-0.58	-1.37	-0.25	-0.16	-0.65	-0.29	-0.61
<b>May</b>	-0.90	-1.52	-1.35	-1.08	-0.85	-0.84	-0.91	-0.15	-0.13	-0.78	-0.58	-0.44
<b>Jun</b>	-2.18	-2.11	-2.17	-1.67	-0.61	-1.12	-1.18	-0.22	-0.05	-0.62	-0.49	-0.34
<b>Jul</b>	-3.12	-2.53	-2.20	-2.32	-0.37	-0.93	-1.23	-0.07	<b>0.08</b>	-0.84	-0.67	-0.15
<b>Ago</b>	-2.74	-2.19	-2.61	-2.54	-0.46	-0.94	-1.20	-0.13	<b>0.03</b>	-0.76	-1.16	-0.65
<b>Sep</b>	-1.86	-1.59	-1.87	-2.28	-0.49	-0.98	-1.02	-0.28	-0.26	-0.67	-1.06	-0.79

La relación obtenida ( $R^2 = 90\%$ ) entre I+P anual (exceptuando el periodo de transformación – 2008-10) y los correspondientes balances de sales permite estimar cual sería para la VID el mínimo volumen de las entradas de agua necesario (I+P) para asegurar el lavado de sales y evitar la salinización del suelo, que se ha establecido en  $I+P = 6436 \text{ m}^3/\text{ha}$  (Bos, 2004).

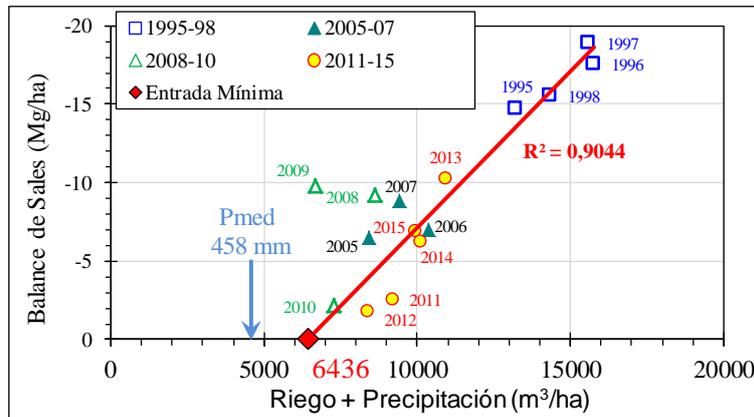


Fig. III.11 Relación entre los flujos de entrada de Riego y Precipitación y el Balance de Sales para la VID para los periodos de inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07), transformación (2008-10) y aspersión (2011-15); y representación por regresión lineal del mínimo aporte necesario (Riego + Precipitación) para asegurar un lavado de sales suficiente.

### Análisis Factorial del Balance Salino

El análisis factorial realizado para el SB (AF-S) permite explicar el 95.9% la varianza respectivamente con tres factores (Tabla III.10). Los factores se han denominado: (1) Factor Caudal, (2) Factor Cultivos y (3) Factor Concentración.

Tabla III.10. Coeficientes de correlación entre las variables y los factores del análisis factorial para el balance de sales (SB). Las variables principalmente vinculadas con cada factor están en **negrita**.

VARIABLES	FACTORES		
	Caudal	Cultivos	Concentración
Balance Salino (SB)	<b>-0.97</b>	0.13	-0.01
Riego (I)	<b>0.86</b>	-0.40	-0.22
Drenaje (Q)	<b>0.97</b>	-0.18	-0.15
Maíz + Doble Cosecha de Maíz (Maíz*)	0.30	<b>-0.91</b>	0.25
Alfalfa	-0.10	<b>0.97</b>	0.17
Cereal	-0.52	0.54	-0.59
Solidos Disueltos Totales (TDS <sub>Q</sub> )	-0.54	0.07	<b>0.80</b>

El primer factor del AF-S recoge el 60.2% de la varianza y se relaciona positivamente con las variables de I y Q (Tabla III.10), lo que indica la estrecha vinculación entre el

riego aplicado y el drenaje que produce (Duncan et al. 2008). A su vez I y Q están ligados negativamente con el SB (de valores negativos). Esto significa que a mayor I, mayor volumen de drenaje (Q) y menor SB (es decir, mayor lavado de sales). A mayor riego, la diferencia entre  $SL_{IN}$  y  $SL_Q$  es mucho más acusada y el lavado de sales del sistema es mayor (mayor SB en valor absoluto).

El segundo factor (Factor Cultivos) recoge el 23.7% de la varianza y se encuentra ligado positivamente a la superficie cultivada de alfalfa (y en menor medida a la de cereales de invierno) y negativamente con la superficie de maíz (como suma de maíz y doble cosecha de maíz). Las variables relacionadas con el Factor Cultivos indican solamente que a mayor superficie de maíz, menor de alfalfa (y de cereales de invierno); pero la independencia de este factor respecto al Factor Caudal muestra que no son los cultivos los que han determinado principalmente (en los años estudiados) el volumen de I o Q (y el SB) sino el sistema de riego (verdadero determinante de I y Q). Así, los años 90s y 10s presentan valores similares (negativos) del Factor Cultivos (Fig. III.12a) pero se distinguen claramente en el Factor Caudal (diferentes valores de I que implican diferentes valores de Q y SB, debidos al cambio de sistema de riego).

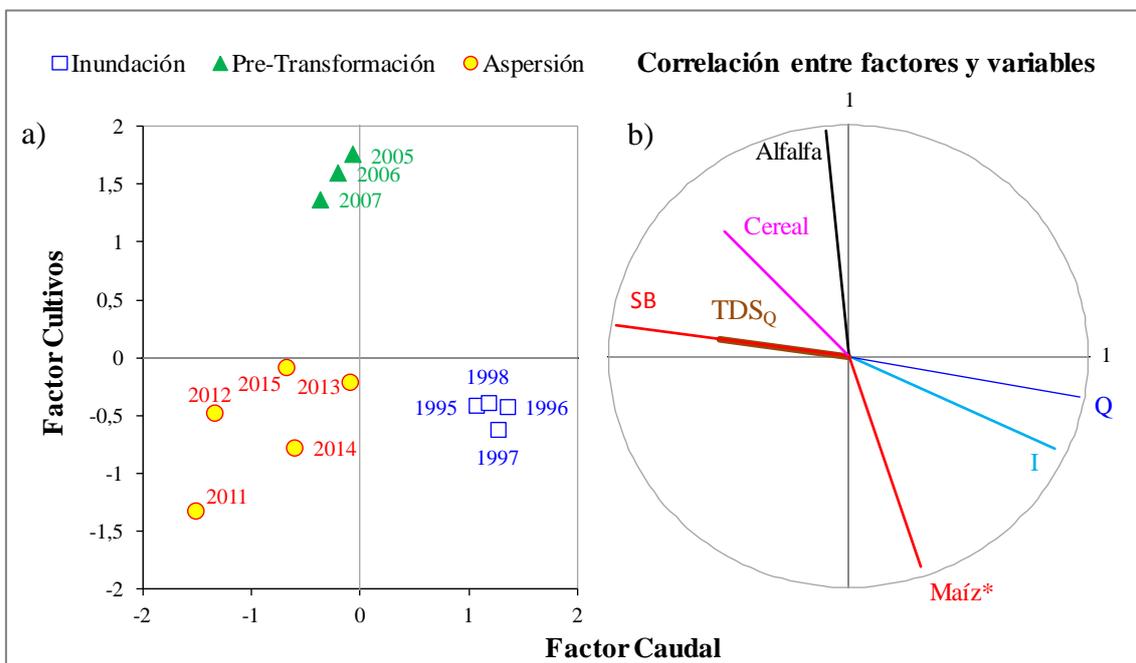


Fig. III.12. Análisis factorial para el Balance de Sales: a) Valores de los dos primeros factores para cada año estudiado diferenciados por el periodo de riego al que pertenecen. b) Coeficientes de correlación de las variables, usadas en el análisis factorial, con los dos principales factores. (Maíz\* = superficie de Maíz y doble cultivo de Maíz).

El tercer factor (Factor Concentración) está correlacionado positivamente con el  $TDS_Q$  y recoge el 12.0% de la varianza total. El  $TDS_Q$  solo se relaciona, negativamente, con otro factor, el Factor Caudal, apuntando al efecto de dilución muy marcado que se producía en los años 1995-98.

Los 15 años estudiados se agrupan claramente por periodos en el plano de los dos primeros factores (Fig. III.12a). Los años de riego por inundación se caracterizan principalmente por altos volúmenes de riego y de drenaje por lo que se localizan cerca del semieje positivo del factor 1, desplazados ligeramente hacia valores negativos del factor 2 por el dominio del cultivo del maíz en esos años. Sin embargo los años de pre-transformación se agrupan en la parte positiva del eje del factor 2 debido al dominio del cultivo de la alfalfa y la baja superficie de maíz y en la parte negativa del factor 1 debido a la reducción de I y Q. Los años de riego por aspersión se caracterizan por la reducción (en valor absoluto) del SB y de I y Q (semieje negativo del factor 1) y por una mayor superficie de cultivo del maíz y dobles cosechas (valores negativos del factor 2), por ello se distribuyen por todo el tercer cuadrante del gráfico.

La correlación entre los factores y las variables (Fig. III.12b) muestra que el cultivo de maíz es el único que tiene cierta relación positiva con I y Q (Fig. III.12b) mientras que la superficie de alfalfa es prácticamente independiente, lo que posiblemente obedece a su gran superficie en los años 2005-09 pero con un riego muy escaso (situación previa a las obras de transformación). El cereal se relaciona poco con I y Q y en sentido contrario, pues a mayor superficie de cereal, menor superficie de los cultivos con mayores necesidades de riego (alfalfa y maíz) y por ende, menor I y menor Q. El SB viene claramente determinado por Q (a mayor Q, mayor SB en valor absoluto) a su vez estrechamente ligado a I.

La independencia del Factor Concentración (representado por el  $TDS_Q$ ) muestra la ligera influencia del  $TDS_Q$  frente al I (y Q) a la hora de terminar el SB en la VID. La Fig. III.13 presenta la correlación entre los factores 1 (Caudal) y 3 (Concentración) donde se puede observar que es mucho más débil la relación entre  $TDS_Q$  y SB que  $TDS_Q$  con I y Q. En apartados anteriores se ha detallado la evolución de los diferentes flujos de agua y sus concentraciones salinas (Tabla III.2 y Tabla III.7) demostrando que las sales exportadas están más influidas por el volumen total de riego aplicado (que

produce elevados caudales de drenaje) que por la concentración salina del drenaje (es decir, de los retornos de riego).

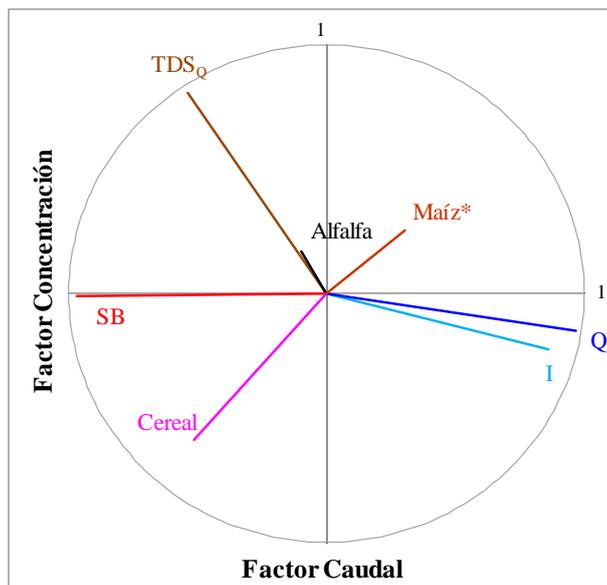


Fig. III.13. Coeficientes de correlación de las variables con los factores 1 (Caudal) y 3 (Concentración) para el análisis factorial del Balance de Sales.

### III.3.3. Nitrato exportado

La evolución mensual de la concentración de nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) y la masa de nitrato exportada ( $\text{NL}_Q$ ) a través de Q así como I y Q en la VID se representan en la Fig. III.14. El patrón que se observa de  $\text{N-NO}_3^-$  y  $\text{NL}_Q$ , es semejante al de las sales exportadas (Fig. III.7), con elevados picos durante el periodo 1995-98, principalmente durante la estación de riego, que se suavizan durante los periodos de pre-transformación y transformación. El año 1995 presenta picos reducidos debido a las restricciones de riego que se produjeron ese año, y que se mantuvieron a lo largo de 1996. En riego por aspersión, se observa un aumento paulatino de la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  y un incremento menos marcado de  $\text{NL}_Q$ ; pero sin llegar a los niveles del riego por inundación (1995-98). En los siguientes apartados se detalla la evolución de la concentración y masa de nitrato exportada.

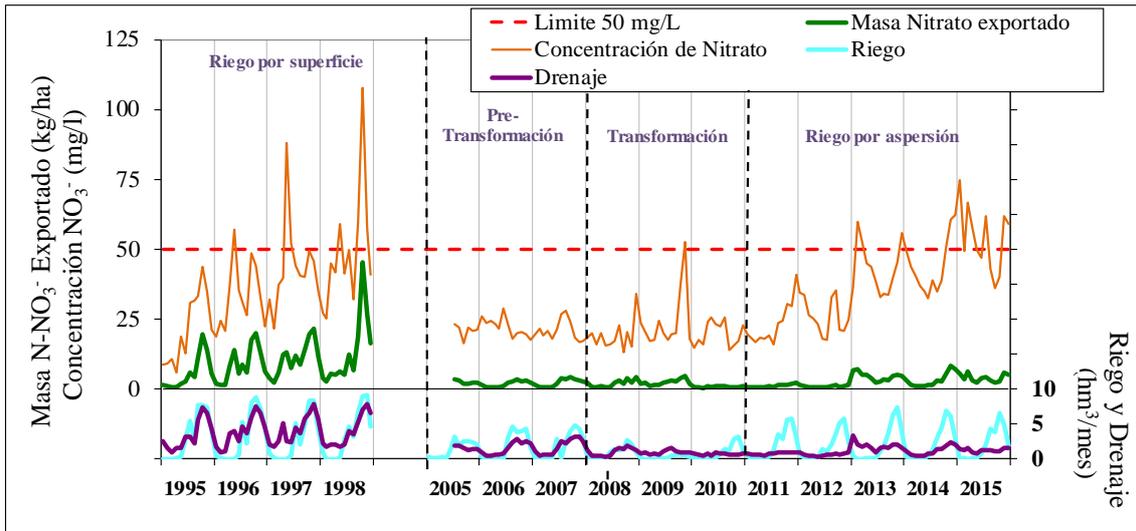


Fig. III.14. Evolución mensual en la VID de la masa de nitrato exportado, volumen de riego (I), volumen de drenaje (Q; caudal en el B<sup>o</sup> de La Violada), concentración de nitrato en los años los años hidrológicos 1995-98 y 2005-15 en el B<sup>o</sup> de La Violada y límite de concentración de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> según Directiva Marco del Agua (UE, 2000).

### Concentración de Nitrato

La concentración de nitrato en la estación de aforos no presenta diferencias significativas ( $P > 0.05$ ) entre los tres periodos estudiados (Tabla III.11). Durante el riego por superficie (1995-98) el drenaje  $Q_{90s}$  en la estación de aforos presentaba una concentración media anual  $N-NO_3^-_{90s} = 37$  mg/L. Durante los años de pre-transformación se reduce drásticamente a  $N-NO_3^-_{00s} = 21$  mg/L (-42%). Finalmente, con riego por aspersión (2011-15) se han recuperado los valores anteriores  $N-NO_3^-_{10s} = 38$  mg/L, siendo incluso ligeramente superiores (3%).

Es de destacar la variabilidad anual producida durante los dos periodos de cultivo intenso ( $CV = 33\%$  en inundación y  $CV = 34\%$  en aspersión) mientras que durante el periodo de pre-transformación la concentración en el drenaje se mantiene con unos niveles relativamente constantes ( $CV = 3\%$ ) debido a los escasos aportes necesarios (que serían responsables de las variaciones en las concentraciones de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) para el cultivo dominante en este periodo, la alfalfa (Capítulo II).

Durante el riego por inundación, se registraron una media de 76.3 días al año con concentraciones de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> superiores al límite de 50 mg/L. El año 1998 fue el que mayor número días registró (139 días) mientras que 1995 sólo registró 18 días.

Tabla III.11. Media anual (letras diferentes representan diferencias significativas entre periodos,  $P < 0.05$ ), desviación estándar (SD) y coeficiente de variación (CV) de la concentración de Nitrate y Nitrate exportado por hectárea regada y total, en el caudal de salida de la VID para los periodos de inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07), transformación (2008-10) y aspersión (2011-2015); y sus incrementos ( $\Delta$ ) respecto al periodo de inundación. El periodo de pre-transformación no está incluido en el ANOVA.

NITRATO EXPORTADO										
Sistema de Riego	Periodo	Concentración de $\text{NO}_3^-$			Masa de Nitrate ( $\text{NL}_Q$ )			Total Nitrate ( $\text{N}_Q$ )		
		Media $\pm$ SD (mg/L)	CV (%)	$\Delta_{90s}$ (%)	Media $\pm$ SD (kg/ha-año)	CV (%)	$\Delta_{90s}$ (%)	Media $\pm$ SD (Mg/año)	CV (%)	$\Delta_{90s}$ (%)
<b>Inundación</b>	<b>1995-98</b>	36.9 a $\pm$ 12.0	33		114.3 a $\pm$ 37.1	33		427.4 $\pm$ 141.4	33	
<b>Pre-Transformación</b>	<b>2005-07</b>	21.3 a $\pm$ 0.7	3	-42	23.9 b $\pm$ 3.6	15	-79	90.4 $\pm$ 14.6	16	-79
<b>Transformación</b>	<b>2008-10</b>	20.9 $\pm$ 2.7	13	-43	20.1 $\pm$ 10.4	52	-82	48.3 $\pm$ 12.8	26	-89
<b>Aspersión</b>	<b>2011-15</b>	37.9 a $\pm$ 13.1	34	+3	32.1 b $\pm$ 19.4	61	-72	126.5 $\pm$ 77.5	61	-70

Durante el periodo de pre-transformación las observaciones superiores al límite de 50 mg/L se reducen a una media de 4 días al año principalmente debido a la sustitución del maíz por alfalfa como cultivo principal. Esta situación tiene su origen en varios factores: (i) la instalación de la deshidratadora en la zona (año 2000), (ii) la incertidumbre ante la modernización, por lo que se prolongaba el ciclo de cultivo de la alfalfa en estos años previos a las obras de transformación y, muy posiblemente, (iii) el aumento de los precios de los fertilizantes con un incremento del 39% hasta 2007 respecto al 2000, y que posteriormente han continuado con una alta tasa de crecimiento (este incremento se ha comparado con la fertilización del maíz en el Capítulo IV, Fig IV.8) (INE 2015).

La tendencia de bajas concentraciones ( $\text{N-NO}_3^-$ ) se mantuvo en riego por aspersión hasta el episodio de lluvia torrencial de octubre 2012 (Fig. III.8). Durante los dos primeros años de aspersión (2011-12) se registraron sólo 12.5 días por encima del límite admitido (50 mg/L) de media, mientras que para 2013-15 se registraron 142.7 días al año de media. En conjunto, el periodo de aspersión (2011-15) presentó 90.6 días por encima del límite legal, un número de días muy superior al registrado bajo riego por inundación. El año con mayor número de días con concentraciones por encima del límite fue 2015 con 202 días.

Los valores medios mensuales a lo largo del año en riego por inundación y aspersión muestran claras diferencias en la Fig. III.15, sin embargo la fuerte variabilidad dentro del periodo 1995-98 hace que las diferencias mensuales no resulten significativas más que para los meses de junio y septiembre. Durante el periodo 1995-98 destacan dos picos de concentración media muy pronunciados durante el mes de febrero ( $55.7 \pm 28.4$  mg/L) y julio ( $61.2 \pm 31.1$  mg/L) propiciados por el manejo de la fertilización nitrogenada en la VID, principalmente de los cereales (febrero) y del maíz (julio). Estos dos picos dejan de presentarse tanto para el periodo de pre-transformación como para el de aspersión (Fig. III.15). Durante el periodo de riego por aspersión, el máximo de concentración se ha desplazado al final del año hidrológico, a septiembre ( $48.5 \pm 15.5$  mg/L), principalmente debido a la introducción de las dobles cosechas de maíz que están prolongado su ciclo y retrasando su cosecha hasta diciembre o incluso enero del año siguiente.

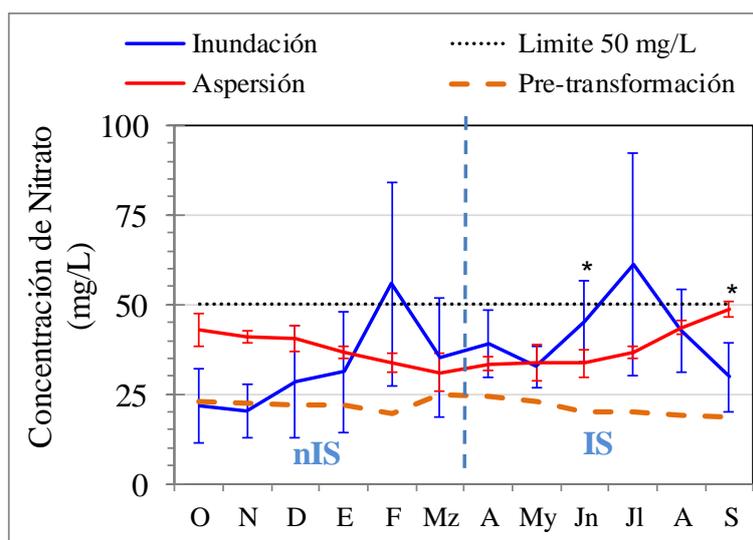


Fig. III.15. Concentración de nitrato a lo largo del año en la estación de aforos de la VID para los periodos de Inundación (1995-98), Pre-transformación (2005-08) y Aspersión (2011-15) diferenciando la Estación de no Riego (nIS) y la Estación de Riego (IS). Las barras verticales muestran una desviación estándar y los asteriscos indican los meses con diferencias significativas entre riego por inundación (1995-98) y aspersión (2011-15).

### Masa de nitrato exportada

La masa de nitrato exportada ( $NL_Q$ ) presenta diferencias significativas entre los años 90s respecto a los 00s y 10s, sin diferencias entre ellos. La  $NL_Q$  (Tabla III.11) bajo riego por inundación asciende a 114 kg N- $NO_3^-$ /ha·año (CV = 33%), exportando anualmente  $N_{Q-90s} = 427$  Mg N- $NO_3^-$ /año con una mayor salida de nitrato en los meses de febrero y junio. Estas salidas eran debidas al manejo del cultivo con predominio del maíz; (Capítulo II): altos volúmenes de riego (y de baja frecuencia) y elevadas dosis de fertilizante aplicado (habitualmente directamente en la boca de riego). Barros et al. (2012a) e Isidoro et al. (2006b) recogen esta misma observación, apuntando como  $NL_Q$  tiene la misma respuesta que el patrón de fertilización del maíz. Durante el periodo 2005-07 se produjo una reducción muy marcada (79%) de  $NL_Q$  (24 kg N- $NO_3^-$ /ha·año; CV = 3%;  $N_{Q-00s} = 90$  Mg/año) debido a la disminución de la concentración de N- $NO_3^-$  y Q en la estación de aforos. Los resultados de ambos periodos son comparables (el periodo de pre-transformación algo menos debido a la escasa fertilización aportada esos años) con los resultados de otras zonas regables del Valle del Ebro con sistemas de riego por inundación poco eficientes con valores entre los 23 y 119 kg N- $NO_3^-$ /ha exportadas al año (Causapé et al., 2004; García-Garizábal et al., 2012).

Bajo riego por aspersión  $NL_Q$  vuelve a incrementarse ligeramente ( $NL_{Q-10s} = 32$  kg N- $NO_3^-$ /ha·año; CV = 61%) alcanzado valores similares a los registrados por Cavero et al.

(2003) en la zona regable de Monegros II, muy próxima y similar a la VID. No obstante, la media anual exportada se sigue manteniendo con valores muy por debajo de los registrados en riego por inundación (-72%), ambos periodos con alta intensidad de cultivo del maíz.

La elevada variabilidad de este periodo se debe, al igual que en  $SL_Q$ , al cambio de comportamiento (incremento) en las masas exportadas a partir del año 2013. También a partir de 2013 se observa una mayor  $NL_Q$  en los meses de septiembre y octubre que el resto del año. Finalmente, el total de nitrato exportado se reduce un 70% respecto al riego por inundación, hasta  $N_{Q-10s} = 126 \text{ Mg N-NO}_3^-/\text{año}$ . Esto implica 301 Mg  $\text{N-NO}_3^-$  exportados menos al año a la cuenca a pesar de haber registrado mayores concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  y mayor número de días con valores superiores al límite de 50 mg/L con el riego modernizado.

#### *AF de la Masa de Nitrato Exportado*

El análisis factorial realizado para  $NL_Q$  (AF-N) permite explicar el 94.4% de la varianza respectivamente con tres factores (Tabla III.12), con un sentido similar al AF-S (Tabla III.10); por lo que se han denominado igual: (1) Factor Caudal, (2) Factor Cultivos y (3) Factor Concentración.

*Tabla III.12. Coeficientes de correlación entre las variables y los factores del análisis factorial para el balance de sales (SB). Las variables principalmente vinculadas con los factores están en negrita.*

VARIABLES	FACTORES		
	Caudal	Cultivos	Concentración
Masa exportada de Nitrato ( $NL_Q$ )	<b>0.87</b>	0.17	0.41
Riego (I)	<b>0.92</b>	0.31	0.07
Drenaje (Q)	<b>0.98</b>	0.11	0.07
Maíz + Doble Cosecha de Maíz (Maíz*)	0.26	<b>0.83</b>	0.47
Alfalfa	-0.15	<b>-0.95</b>	-0.03
Cereal	-0.36	-0.59	-0.62
Concentración Nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ )	0.11	0.14	<b>0.96</b>

El primer factor del AF-N recoge el 61.8% de la varianza y relaciona positivamente  $NL_Q$  con las variables I y Q (Tabla III.12), lo que vuelve a indicar la estrecha vinculación entre el riego aplicado y el drenaje con el nitrato exportado. Es decir, a mayor I, mayor Q y mayor  $NL_Q$ .

El segundo factor (Factor Cultivos) representa el 20.2% de la varianza y, al contrario que con el SB, se encuentra ligado positivamente con la superficie de maíz cultivada y negativamente con la superficie de alfalfa debido a la diferencia de requerimientos de nitrato de uno frente al otro. De nuevo, este factor sólo nos indica la relación entre los cultivos (a más maíz, menos alfalfa y cereal); pero igualmente, la independencia de este factor frente al Factor Caudal muestra que es el sistema de riego el responsable de I y Q, al menos en mayor medida que los cultivos dominantes.

El tercer factor (Factor Concentración) lo representa positivamente el  $\text{N-NO}_3^-$  e incorpora un 12.5% de la varianza total. Su independencia respecto a los otros 2 factores evidencia cierta independencia de  $\text{N-NO}_3^-$  respecto del sistema de riego y los cultivos. El cereal no se encuentra especialmente ligado a ninguno de los factores, pero al igual que en el AF-S se opone al maíz. El cereal también se opone fuertemente a la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  pues a mayor superficie de cereal, menor superficie de cultivos con altos requerimientos de nitrógeno (maíz) y menor aporte de nitrógeno por fertilización (Capítulo IV), lo que conlleva menores concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  en el drenaje.

Los 14 años estudiados se agrupan por periodos (de manera análoga al AF-S) en el plano de los dos primeros factores (Fig. III.16a). Los años de riego por inundación están principalmente caracterizados por altos I, Q y  $\text{NL}_Q$  por lo que se localizan cerca del semieje positivo del factor 1, desplazados ligeramente hacia valores positivos del factor 2 debido al dominio del cultivo del maíz en esos años. Sin embargo los años de pre-transformación se agrupan en semieje negativo del factor 2 debido al dominio del cultivo de la alfalfa y la reducción de I y Q. Los años de riego por aspersion se caracterizan por la recuperación de la intensidad de cultivo del maíz (semieje positivo del factor 2) y reducción en de I, Q y  $\text{NL}_Q$  (semieje negativo del factor 1), por lo que se distribuyen a principalmente por el cuadrante segundo aunque al estar más afectados por el tipo de cultivo que en 1995-98 se encuentran más próximos al eje del Factor Cultivos.

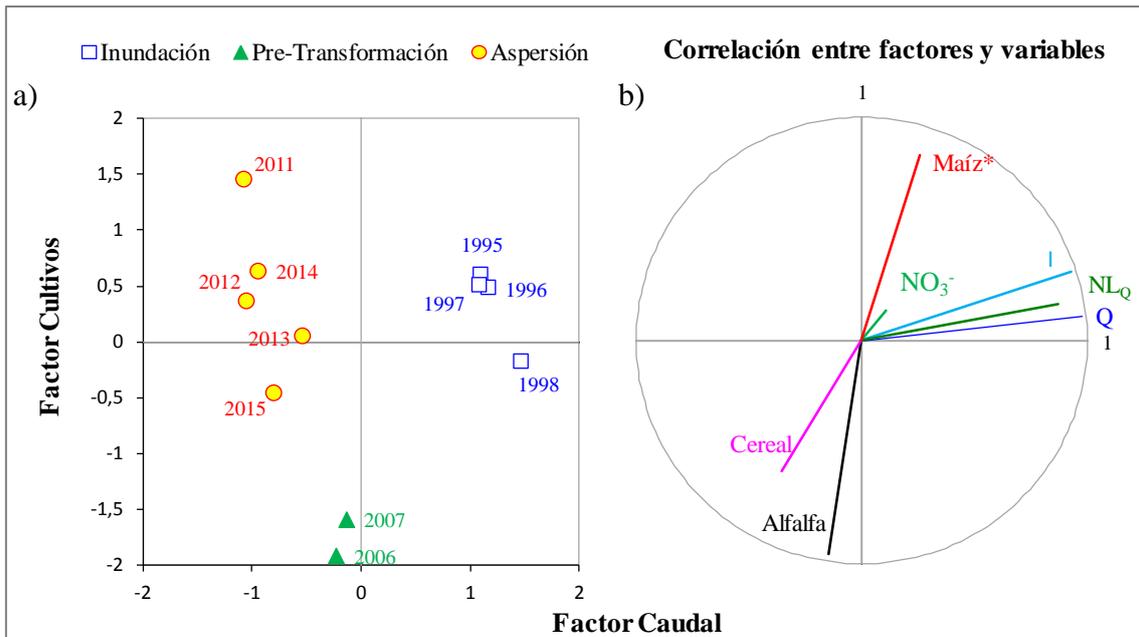


Fig. III.16. Análisis factorial para la Masa de Nitrato Exportada: a) Valores de los dos primeros factores para cada año estudiado diferenciados por el periodo de riego al que pertenecen. b) Coeficientes de correlación de las variables, usadas en el análisis factorial, con los dos principales factores. (Maíz\* = superficie de Maíz y doble cultivo de Maíz)

La correlación entre los factores y las variables (Fig. III.16b) muestra la independencia del Factor de Concentración (representado por el  $\text{N-NO}_3^-$ ) y la escasa influencia del  $\text{N-NO}_3^-$  frente al I (y Q) a la hora de determinar la masa de nitrato exportada ( $\text{NL}_Q$ ) en los retornos de riego de la VID. Esta independencia se observa también en la Fig. III.17 (de manera análoga a la Fig. III.13) donde presenta la correlación entre los factores 1 (Caudal) y 3 (Concentración): la variable  $\text{NO}_3^-$  no es ortogonal a  $\text{NL}_Q$  (sobre la que tiene cierta influencia) pero es casi independiente de I y Q (casi perpendicular a ellos), las otras variables que determinan  $\text{NL}_Q$ . En apartados anteriores se ha detallado la evolución de los diferentes flujos de agua, sus concentraciones y masas exportadas (Tabla III.2 y Tabla III.11), y aun cuando la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  se ha incrementado, la masa exportada ( $\text{NL}_Q$ ) [y por consiguiente el nitrato total exportado ( $\text{N}_Q$ ) en el drenaje de la VID] se han reducido considerablemente al estar más influenciadas por el volumen total de riego aplicado (y el Q que produce) que por la concentración.

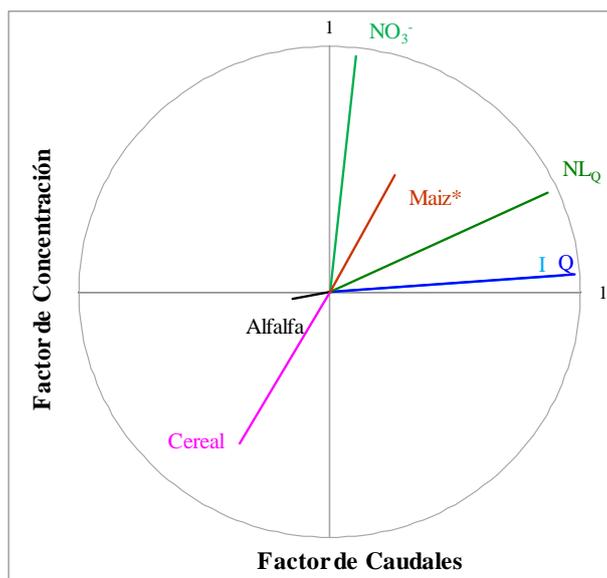


Fig. III.17. Coeficientes de correlación de las variables con los factores 1 (Caudal) y 3 (Concentración) para el análisis factorial de la Masa de Nitrato Exportada.

Sin embargo, la relación de la concentración  $\text{N-NO}_3^-$  con la superficie cultivada de maíz (o dobles cosechas de maíz: Maíz\*; cultivo con los mayores requerimientos de nitrógeno) es más fuerte que con las demás variables, lo que indica una ligera vinculación entre las dos variables (Fig. III.17). A mayor cultivo de maíz, mayor aporte de fertilización nitrogenada, y mayor concentración de nitrato y mayor  $\text{NL}_Q$  exportada, pero la reducción en el volumen de riego tiene una relevancia mucho mayor sobre  $\text{NL}_Q$ .

### III.3.4. Índices hidrológicos

Los análisis ANOVA realizados para la Fracción de Drenaje (DF), la Fracción Consuntiva (CF) y Eficiencia de Riego (IEf) muestran diferencias entre el periodo de riego por inundación respecto a la pre-transformación y a la aspersión, pero solo la CF presenta diferencias entre los periodos 00s y 10s (Tabla III.13).

El riego por inundación presentaba una elevada  $\text{DF}_{90s}$  (61%, Tabla III.13) sin apenas variabilidad entre los años 1995 a 1998 ( $\text{CV} = 4\%$ ). Durante el periodo de pre-transformación (2005-07) la DF se redujo un 36% ( $\text{DF}_{00s} = 39\%$ ) debido a la reducción de las CS, las restricciones de riego y el cambio en el patrón de cultivos, también con pocas diferencias (aunque algo mayores) entre años ( $\text{CV} = 21\%$ ). Finalmente, el riego por aspersión reduce a un 23% la  $\text{DF}_{10s}$ , lo que representa una reducción del 62% respecto al riego por inundación, aunque la variabilidad que presenta es notablemente mayor ( $\text{CV} = 53\%$ ).

Tabla III.13. Media anual (letras diferentes representan diferencias significativas entre periodos,  $P < 0.05$ ), desviación estándar (SD) y coeficiente de variación (CV) de la Fracción de Drenaje (DF), la Fracción Consuntiva (CF) y la Eficiencia de Riego (IEf) en la VID para los periodos de riego por inundación, transformación y riego por aspersión y sus incrementos respecto al riego por inundación. El periodo de pre-transformación no está incluido en el ANOVA.

Sistema de Riego	Periodo	Fracción de Drenaje (DF)			Fracción Consuntiva (CF)			Eficiencia de Riego (IEf)		
		Media $\pm$ SD	CV	$\Delta_{90s}$	Media $\pm$ SD	CV	$\Delta_{90s}$	Media $\pm$ SD	CV	$\Delta_{90s}$
<b>Inundación</b>	<b>1995-98</b>	61 a $\pm$ 2.2	4		51 a $\pm$ 3.0	6		55.8 a $\pm$ 3.6	7	
<b>Pre-Transformación</b>	<b>2005-07</b>	39 b $\pm$ 8.3	21	-36	65 b $\pm$ 3.5	5	27	69.6 $\pm$ 4.5	6	25
<b>Transformación</b>	<b>2008-10</b>	36.8 $\pm$ 21.5	58	-40	78 $\pm$ 11.0	14	53	79.7 b $\pm$ 14.2	18	43
<b>Aspersión</b>	<b>2011-15</b>	23 c $\pm$ 12.4	52	-62	89 c $\pm$ 5.0	6	73	80.0 b $\pm$ 5.5	7	43

El consumo de agua realizado por los cultivos, representado por la CF (Tabla III.13) se incrementa (27%) desde  $CF_{90s} = 51\%$  en riego por inundación (1995-98) hasta  $CF_{00s} = 65\%$  en el periodo de pre-transformación (2005-07), debido a las mejoras implementadas por la AWUA en el sistema de riego los años previos que permiten un mejor aprovechamiento del agua aportada a los cultivos. Tras la modernización, aumenta hasta una  $CF_{10s} = 89\%$ , mostrando una maximización de la eficiencia en el uso del agua de riego. Es decir, la CF se ha incrementado un 73% respecto al riego por inundación, como se postulaba desde los escenarios de modernización planteados por Lecina et al. (2010).

Esta maximización del uso del recurso del agua, también se ve reflejada en la Ief que se incrementa un 25% del periodo de riego por inundación ( $IEf_{90s} = 56\%$ ) al periodo de pre-transformación ( $IEf_{00s} = 70\%$ ) y a una  $IEf_{10s} = 80\%$  durante el periodo de aspersión (incremento del 43%). Esto sitúa a la VID en una de las zonas regables con mejor Ief al compararla con otras zonas regables (con ambos sistemas de riego) dentro del sistema de Riegos de Alto Aragón que presentan eficiencias entre 64% y 73% (CITA-CHE; 2017).

La evolución de los índices hidrológicos (DF, CF y Ief) se muestra en la Fig. III.18 junto con las concentraciones salina ( $TDS_Q$ ) y de nitrato ( $N-NO_3^-$ ), y el SB (en valor absoluto) en la estación de aforo, para la IS de los años de estudio, comparados con la superficie regada de los principales cultivos (maíz, alfalfa, cereal y doble cosecha).

Se observa el paulatino aumento de la CF desde riego por inundación (con el mínimo en 1997 de 51%) a máximos en el riego por aspersión en 2011 con una fracción superior al 100% (104%) durante la IS, para estabilizarse en valores de 93-99% en los años siguientes.

Al contrario ocurre con la DF, se registra el máximo valor en el riego por inundación en 1998 (62%). En 2005 se localiza un mínimo relativo ocasionado por la reducción en el riego aplicado, más en concreto, por la sequía sufrida. Posteriormente se registra un máximo relativo en 2009 (60%) debido a la escasa cobertura vegetal en la VID por las obras de modernización. Tras la puesta en marcha del sistema por aspersión en 2010 se reduce la DF para alcanzar el mínimo histórico de esta serie con un 8% en 2012, seguramente también ocasionado por la sequía de este año. En 2013 alcanza su máximo

relativo para el periodo por riego por aspersión (27%) ocasionado por el evento de lluvia torrencial en al principio del AH2013 (Fig. III.8).

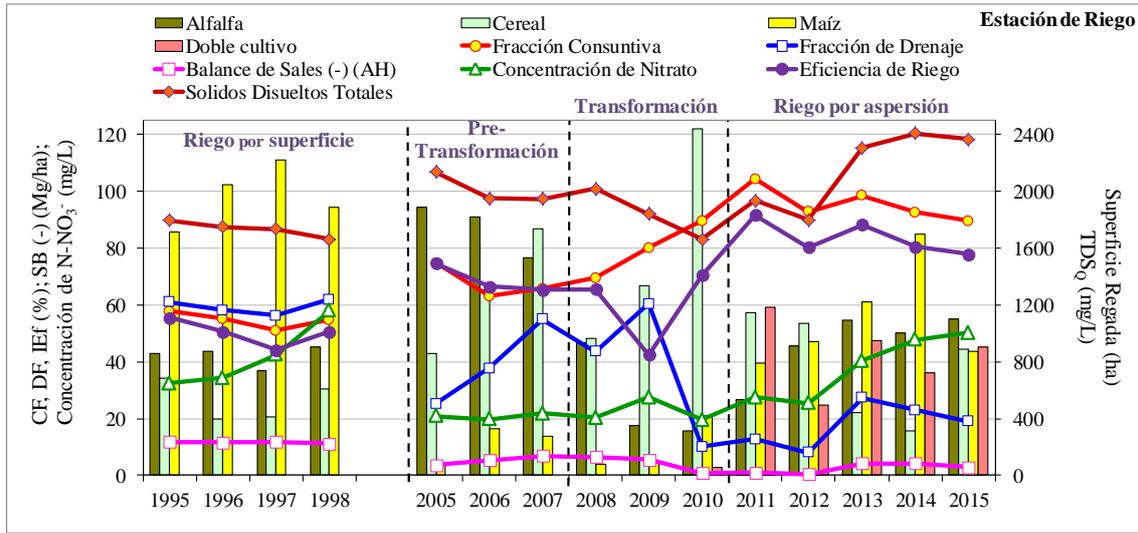


Fig. III.18. Indicadores hidrológicos (fracción consuntiva, CF; y fracción de drenaje, DF); Superficie regada de los principales cultivos; Concentración de sales (TDS) y de nitrato ( $N-NO_3^-$ ); Eficiencia de riego (IEf) para la estación de riego y Balance Salino (SB, en valor absoluto) para todo el año hidrológico. Periodos de riego por inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07), transformación (2008-10) y riego por aspersión (2011-15).

La tendencia general para la eficiencia de riego (IEf) es al alza desde que comenzaron las mejoras en las infraestructuras de la AWUA y tras la modernización de la AWUA. Por periodos, el año 1997 presenta un mínimo para el riego por inundación de  $IEf_{1997} = 44\%$  mientras que el máximo lo registra en 1995 (55%) coincidiendo con un año de sequía. Igualmente, durante los años previos a la transformación del sistema de riego, se registra otro máximo relativo en otro año de sequía ( $IEf_{2005} = 75\%$ ), para obtener el menor valor en 2009 (43%) debido a las obras de modernización. Con el nuevo sistema de riego por aspersión, la IEf aumenta a máximos del 92% en 2011 y 2013 con un mínimo relativo en 2012 (80%).

### III.4. Conclusiones

La modernización del sistema de riego de la Comunidad de Regantes de Almodóvar (AWUA) de riego por inundación a riego por aspersión ha supuesto una alteración en el régimen hidrológico de la Zona Regable de la Violada (VID) y en el aporte de contaminantes procedentes del regadío a las masas de agua receptoras; de cuya observación y análisis se puede concluir lo siguiente:

1. El sistema de riego por inundación o aspersión está directamente relacionado con el volumen de riego extraído y por consiguiente con el volumen de los flujos de retorno en la VID. Si bien, la cantidad de riego aplicado también dependerá del tipo de cultivo predominante aunque en menor medida que del sistema de riego.
2. La modernización ha supuesto un ahorro en el agua extraída del Canal de Monegros de  $13 \text{ hm}^3/\text{año}$ . A este ahorro hay que añadir el producido por la construcción del nuevo Canal de La Violada que elimina  $6 \text{ hm}^3/\text{año}$  perdidos por filtraciones del canal, como ya apuntaba Barros et al. (2012b), reduciendo las detracciones en un total de  $19 \text{ hm}^3/\text{año}$ .
3. La entrada de sales en la VID debida al riego y las filtraciones de canales, se ha reducido de forma proporcional a sus caudales. De esta forma, la entrada de sales en la zona regable queda determinada principalmente por el sistema de riego y en menor medida por los cultivos dominantes.
4. El caudal de drenaje registrado en el B<sup>co</sup> de La Violada (flujos de retorno) bajo riego por aspersión ha sido tres veces menor al registrado bajo riego por inundación, debido al decremento en el volumen riego y las filtraciones de los canales.
5. El aporte de sales al B<sup>co</sup> de La Violada se ha reducido un 55.4% (de  $19.4 \text{ Mg/ha}$  a  $6.3 \text{ Mg/ha}$  al año) debido al menor volumen de los retornos. Esto implica  $44889 \text{ Mg}$  de sales menos al año exportadas en la VID.
6. La masa exportada de nitrato se ha reducido un 61% (de  $114 \text{ kg/ha}$  a  $32.1 \text{ kg/ha}$  al año) igualmente por el menor volumen de los flujos de retorno en riego por aspersión y también por las menores aportaciones de N realizadas. Esto implica  $301 \text{ Mg N-NO}_3^-$  menos al año, aportados al B<sup>co</sup> de La Violada y con ello a la Cuenca del Ebro.

7. Las concentraciones de contaminantes (sales y nitrato) en el barranco se han incrementado ligeramente (aunque los primeros años de riego por aspersión indicaban lo contrario), principalmente debido al alto contenido de yeso de la VID que mantiene relativamente constante la EC en el barranco, sólo observándose un incremento permanente por causas naturales (precipitación del 20 de octubre 2012). Sin embargo, en otras zonas libres de yeso, cabría esperar un incremento mayor de la EC con la mejora de la eficiencia de riego.
8. El comportamiento de la concentración de nitrato en el B<sup>co</sup> de La Violada, al alza en los últimos años, parece indicar que, bajo condiciones de cultivo intensivo (maíz y dobles cosechas, con altos requerimientos de fertilización), el nuevo caudal del barranco tras la modernización no permite asegurar una dilución suficiente para mantener la concentración de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por debajo de los límites establecidos legalmente (50 mg/L).
9. El balance de sales en la VID indica que hasta el momento no existe peligro de salinización (SB<0) en el conjunto de la zona. Como limitación al uso del balance de sales, cabe señalar que no se puede inferir de este resultado el comportamiento de áreas concretas dentro de la VID o en periodos concretos a lo largo del periodo base considerado (año hidrológico), pudiéndose producir salinización en algunas áreas regadas o en algún periodo del año. Esta limitación plantea la necesidad de una desagregación de la VID en zonas homogéneas (unidades de respuesta) para una correcta evaluación.
10. El cambio de sistema de riego a aspersión permite una mejor gestión del agua de riego al mejorar sensiblemente los índices hidrológicos en la VID. La fracción de drenaje se ha reducido considerablemente (61% en inundación a 23% en aspersión) debido a la mejora de la red de distribución y la menor infiltración producida al no aplicar el riego a manta. La fracción consuntiva se incrementa (de 51% a 89%) al satisfacer mejor las necesidades de los cultivos. Y finalmente eficiencia de riego en la VID se ha incrementado de 56% al 80%, al producirse un aprovechamiento superior de este recurso.

Como punto final se ha de añadir que las diferencias observadas a partir del AH2013 apuntan a dos fases claramente diferenciadas tras la modernización a riego por aspersión, pero no imputables en sí al proceso de modernización: el evento de

precipitación torrencial de octubre 2012 supuso un punto de inflexión entre un periodo de asentamiento del nuevo sistema de riego durante los años 2011-12 y de un sistema riego madurado y en pleno rendimiento (2013-15). Es posible que se haya producido una acumulación de sales durante los años de transformación y primeros de riego por aspersión (favorecida por la ruptura de las líneas de drenaje enterradas al instalar las tuberías porta-aspersores) y que esas sales (y  $\text{NO}_3^-$ ) se hayan movilizado con las precipitaciones de octubre de 2012. El posterior incremento de la intensidad de cultivo, por el pleno rendimiento de la AWUA, en últimos años (2013-15) contribuye a este efecto al aumentar el riego aplicado (y el drenaje) y de esta manera el incremento en sólidos disueltos y nitrato en el  $\text{B}^{\text{co}}$  de La Violada, que se mantiene en el tiempo y hasta la fecha.

### III.5. Bibliografía

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO, Rome, 300, D05109.
- Aragüés, R., Tanji, K.K., 2003. Water quality of irrigation return flows. En: Stewart, B.A., Howell, T.A. (Eds.), *Encyclopedia of Water Science*. Marcel Dekker, New York, USA, pp. 502-506.
- Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrig. and Drain. Paper n°29, Rome, Italy, pp. 173.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2011a. Long-term water balances in La Violada irrigation district (Spain): I. Sequential assessment and minimization of closing errors. *Agricultural Water Management*, 102, 35-45.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2011b. Long-term water balances in La Violada Irrigation District (Spain): II. Analysis of irrigation performance. *Agricultural Water Management*, 98, 1569-1576.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2012a. Irrigation management, nitrogen fertilization and nitrogen losses in the return flows of La Violada irrigation district (Spain). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 155, 161-171.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2012b. Three study decades on irrigation performance and salt concentrations and loads in the irrigation return flows of La Violada irrigation district (Spain). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 151, 44-52.
- Bos, M.G., Bastiaanssen, W.G.M., 2004. Using the depleted fraction to manage the groundwater table in irrigated areas. *Irrigation and Drainage Systems*, 18, 201-209.
- Bos, M.G., Wolters, W., 1994. Influences of Irrigation on Drainage. En: Ritzema, H. (Ed.), *Drainage principles and applications*. Ed. 2 ILRI Publication 16, Wageningen, The Netherlands, pp. 513-530.
- Burt, C.M., Clemmens, A.J., Strelkoff, T.S., Solomon, K.H., Bliesner, R.D., Hardy, L.A., Howell, T.A., Eisenhauer, D.E., 1997. Irrigation performance measures: Efficiency and uniformity. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 123, 423-442.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8, 559-568.
- Causapé, J., 2009. Agro-environmental evaluation of irrigation land: II. Pollution induced by Bardenas Irrigation District (Spain). *Agricultural Water Management*, 96, 188-194.

- Causapé, J., Quílez, D., Aragüés, R., 2004. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level: II. Salt and nitrate loads in irrigation return flows. *Agricultural Water Management*, 70, 211-228.
- CITA-CHE, 2017. Evaluación de la afección al estado de las masas de agua superficiales por los retornos de riego de cuatro sistemas de la cuenca del ebro. Informe final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA), pp. 355.
- Duncan, R., Bethune, M., Thayalakumaran, T., Christen, E., McMahon, T., 2008. Management of salt mobilisation in the irrigated landscape—A review of selected irrigation regions. *Journal of Hydrology*, 351, 238-252.
- Faci, J.M., Aragüés, R., Alberto, F., Quílez, D., Machín, J., Arrúe, J.L., 1985. Water and salt balance in an irrigated area of the Ebro River Basin (Spain). *Irrigation Science*, 6, 29-37.
- García-Garizábal, I., Causapé, J., 2010. Influence of irrigation water management on the quantity and quality of irrigation return flows. *Journal of Hydrology*, 385, 36-43.
- García-Garizábal, I., Causapé, J., Abrahao, R., 2012. Nitrate contamination and its relationship with flood irrigation management. *Journal of Hydrology*, 442–443, 15-22.
- Harman, H.H., 1967. *Modern factor analysis*. 2nd ed. Oxford, England: Univ. of Chicago Press, pp. 474.
- INE, 2015. Indicadores económicos agrarios. Precios y salarios agrarios. Serie 2000-2013. Índices de precios pagados por los agricultores por tipo de producto y periodo. Disponible en [www.ine.es](http://www.ine.es). Último acceso Abril 2015.
- Isidoro, D., Quílez, D., Aragüés, R., 2004. Water balance and irrigation performance analysis: La Violada irrigation district (Spain) as a case study. *Agricultural Water Management*, 64, 123-142.
- Isidoro, D., Quílez, D., Aragüés, R., 2006a. Environmental impact of irrigation in La Violada District (Spain): I. Salt export patterns. *Journal of 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 of Environmental Quality*, 35, 776-785.
- ITGE, 1995a. Mapa geológico de España, Hoja nº285, Almedovar. Instituto tecnológico geominero de España, Madrid.
- ITGE, 1995b. Mapa geológico de España, Hoja nº323, Zuera. Instituto tecnológico geominero de España, Madrid.

- Jiménez-Aguirre, M.T., Isidoro, D., Usón, A., 2017a. Soil variability in La Violada irrigation district (Spain): I Delineating soil units for irrigation. *Geoderma* (In press). DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.04.025
- Jiménez-Aguirre, M.T., Isidoro, D., Usón, A., 2017b. Soil variability in La Violada irrigation district (Spain): II Characterizing hydrologic and salinity features. *Geoderma* (In press). DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.04.024
- Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., Aragüés, R., 2010. Irrigation modernization and water conservation in Spain: The case of Riegos del Alto Aragón. *Agricultural Water Management*, 97, 1663-1675.
- Li, X., Hu, C., Delgado, J.A., Zhang, Y., Ouyang, Z., 2007. Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in north china plain. *Agricultural Water Management*, 89, 137-147.
- Martínez-Cob, A., Bercero, Á., Faci, J.M., 1998. Evapotranspiración y necesidades de riego de los principales cultivos en las comarcas de Aragón. *Institución Fernando el Católico*, pp. 223.
- Perry, C., 2011. Accounting for water use: Terminology and implications for saving water and increasing production. *Agricultural Water Management*, 98, 1840-1846.
- Playán, E., Salvador, R., Faci, J.M., 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, 139-159.
- Playán, E., Slatni, A., Castillo, R., Faci, J.M., 2000. A case study for irrigation modernisation: II Scenario analysis. *Agricultural Water Management*, 42, 335-354.
- Scofield, C.S., 1940. Salt balance in irrigated areas. *Journal of Agricultural Research*, 61, 17-39.
- Tanji, K.K., Kielen, N.C., 2002. Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas. *FAO Irrigation and drainage paper 61*. pp. 188.
- 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.
- Thayalakumaran, T., Bethune, M., McMahon, T.A., 2007. Achieving a salt balance—Should it be a management objective? *Agricultural water management*, 92, 1-12.
- UE - Unión Europea, 2000. Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *Boletín oficial L327; 22/12/2000: 1-72*.
- Van Hoorn, J., Van Alphen, J., 1994. Salinity control. En: Ritzema, H. (Ed.), *Drainage principles and applications*., Wageningen, The Netherlands, pp. 533-600.

Villar, J.M., Pascual, M., Rufat, J., Villar, P., 2015. El impacto del riego en la calidad del agua de drenaje en una nueva zona regable. *Ingeniería del agua*, 19, 241-253.

Weisenburger, D.D., 1993. Human health effects of agrichemical use. *Human Pathology*, 24, 571-576.

## **CAPÍTULO IV**

---

### ***MANEJO DEL AGUA Y LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN RIEGO POR SUPERFICIE Y RIEGO POR ASPERSIÓN***



## Capítulo IV. MANEJO DEL AGUA Y LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN RIEGO POR SUPERFICIE Y RIEGO POR ASPERSIÓN

---

### IV.1. Introducción.

La disponibilidad de agua y nitrógeno (N) son los dos factores limitantes más importantes en el crecimiento de los cultivos (Mueller et al., 2012) y su relación ha sido descrita como una co-limitación que ha de ser optimizada en conjunto (Sandras, 2004; Quemada y Gabriel, 2016). A su vez, el N es una de las principales fuentes de contaminación de las aguas debido a los grandes volúmenes de riego (excesivos en muchas ocasiones) y fertilizantes aplicados (Díaz et al., 2000; Isidoro et al., 2006). La baja eficiencia de muchos sistemas de riego en el mundo, del 25-50% (Brown, 2006), pone de manifiesto la necesidad de inversiones correctamente planificadas en las infraestructuras de regadío (Contor y Taylor, 2013), su seguimiento y posterior evaluación.

Por otro lado, el alto consumo de agua disponible en España que realiza la agricultura de regadío y las sequías cada vez más frecuentes en la zona del Mediterráneo (Stocker et al., 2013), reclaman un ahorro del agua y un uso más prudente de este recurso. Esta necesidad se acentúa en las zonas semiáridas y áridas, fuertemente regadas y fertilizadas para alcanzar altas productividades (Díaz et al., 2000). Así, riego y fertilización excesivos han sido durante muchos años una práctica común para satisfacer las necesidades de agua y N en sistemas de riego ineficientes.

Mejorar la eficiencia de uso del agua (WUE) y del nitrógeno (NUE) se ha convertido en uno de los principales objetivos por parte de todos los actores involucrados en el regadío. Los diferentes enfoques posibles sobre el consumo de agua (agua facturada vs agua consumida por el cultivo; Capítulo I) dan lugar a que los diferentes actores no tengan siempre la misma perspectiva (Perry 2007; Perry, 2011; Seckler et al., 2003; Willarson et al., 1994). Una WUE basada en el riego aportado (I-WUE) nos informa sobre la biodisponibilidad de este recurso y la eficiencia del sistema de riego en su conjunto (distribución y aplicación en parcela; desde el punto de medición del agua

facturada hasta el cultivo), mientras que una WUE basada en el consumo real realizado por el cultivo (E-WUE) nos permite comparar las diferentes prácticas de manejo de los cultivos. Por otro lado la NUE también nos aporta información sobre el manejo del cultivo y el aprovechamiento del nitrógeno realizado por éste.

Los grandes volúmenes de agua aplicados en los sistemas tradicionales de riego por inundación suelen ir acompañados de grandes dosis de fertilización en previsión de las pérdidas ocasionadas por el drenaje (Isidoro et al., 2006; Barros et al., 2012a) produciendo la contaminación de las masas de agua superficiales y subterráneas por nitrato entre otros contaminantes (Carpenter et al., 1998; Quemada et al., 2013). El aporte de nitrato a las masas de agua puede sufrir grandes fluctuaciones dependiendo principalmente de las condiciones de manejo del cultivo, además del tipo de suelo y climatología, pudiendo llegar a superar los 150 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha·año (Li et al., 2007). Sin embargo la modernización de un sistema de riego tradicional por inundación a un sistema presurizado por aspersión supone grandes de cambios en el manejo del cultivo que reducen los volúmenes de riego y las dosis de fertilizantes empleadas (Lecina et al., 2010a, 2010b, Playán et al., 2000) modificando el aporte de contaminantes a las masas de agua (Capítulo III) y las eficiencias de estos recursos, así como el impacto medioambiental que produce su uso.

El objetivo principal de este capítulo es establecer, para los principales cultivos presentes en la Comunidad de Regantes de Almodévar (AWUA; Fig. IV.1) tres eficiencias de uso: Eficiencias de Uso de Agua respecto al riego aplicado (I-WUE), Eficiencia de Uso del Agua respecto a la evapotranspiración real del cultivo (E-WUE) y la Eficiencia del Uso del Nitrógeno (NUE); antes y después de la modernización de su sistema de riego por inundación a riego por aspersión (Capítulo II). Para ello se pretende cuantificar desde un punto de vista agronómico, el efecto de la modernización sobre el manejo (riego y fertilización) y el rendimiento obtenido (Yield; Y) de los cultivos en la comunidad de regantes modernizada. Este análisis completaría el estudio realizado del efecto de la modernización de la AWUA en el Capítulo III sobre las masas sales y nitratos exportados en la VID desde un punto de vista medioambiental.

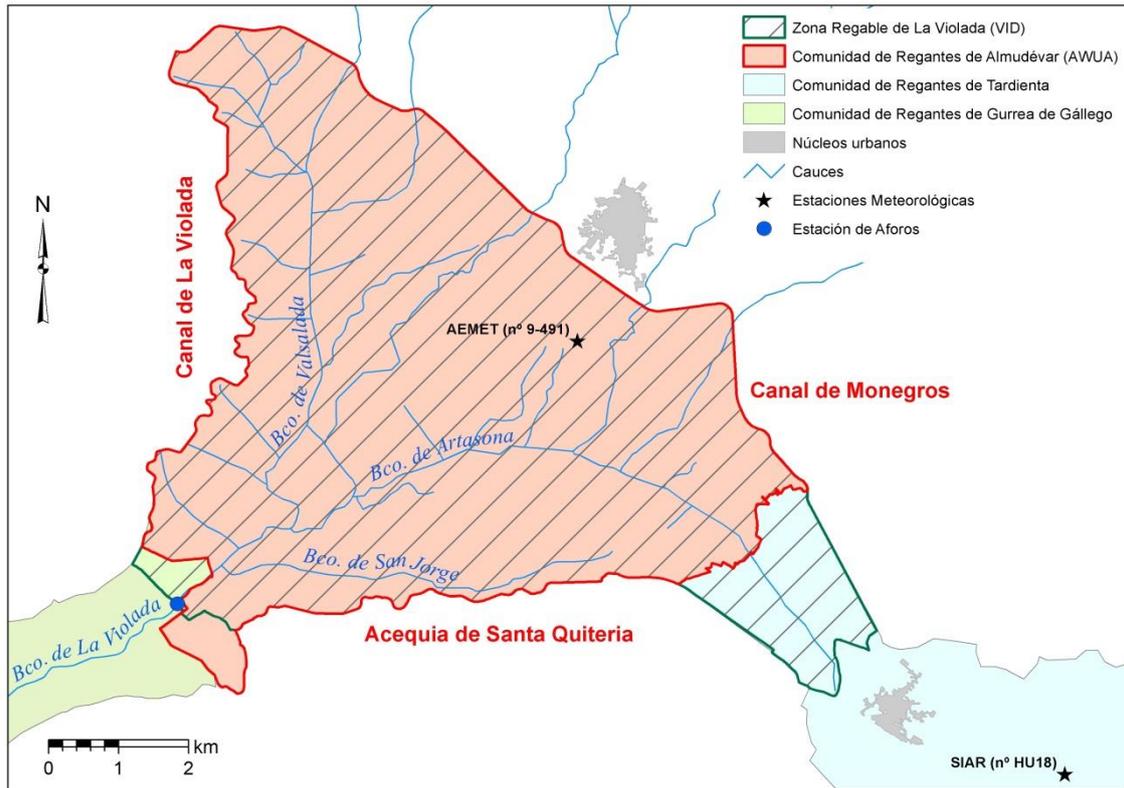


Fig. IV.1. Comunidad de Regantes de Almudévar (AWUA) y Comunidades de Regantes de Tardienta y Gurrea de Gállego que forman la Zona Regable de La Violada (ZRV).

## IV.2. Materiales y Métodos

La AWUA forma parte de la Comunidad General de Riegos del Alto Aragón dentro del sistema de riegos de Monegros I, y a la Junta de Explotación Nº 14 del Gállego y Cinca de la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) (Capítulo II). Ocupa una superficie de 4880 ha y representa el 92% de la superficie de la Zona Regable de la Violada (VID). El 98,5% (4808 ha) se encuentra dentro de la VID, sólo una pequeña superficie de 72 ha está situada fuera de sus límites, al sureste de la estación de aforos (Fig. IV.1). Debido a su escasa representatividad, no se ha considerado esta pequeña superficie y se ha considerado la totalidad de la AWUA dentro de la VID.

Los dos principales periodos comparados son el riego por inundación (1995-98) y el riego por aspersión (2011-15) ambos con alta intensidad de cultivo especialmente de maíz (Capítulo II). Los principales cultivos presentes en la AWUA son maíz, alfalfa y cereal. La modernización del sistema de riego ha permitido la incorporación de una segunda cosecha tras el cereal, generalmente el maíz (DC-Maíz). En la Tabla IV.1 se recogen las superficies medias cultivadas por periodo de estos cultivos principales.

*Tabla IV.1. Superficie media cultivada correspondiente a los principales cultivos en la AWUA (maíz, alfalfa, cereal y doble cultivo) y superficie media total cultivada en la AWUA para los años en los que se dispone de encuestas realizadas a los agricultores.*

<i>Periodo</i>	<i>Años</i>	<b>SUPERFICIE CULTIVADA (ha)</b>					<i>Total</i>
		<i>Maíz</i>	<i>DC-Maíz</i>	<i>Alfalfa</i>	<i>Cereal</i>	<i>Otros</i>	
<i>Inundación</i>	1995-98	1703	--	784	489	605	3581
<i>Pre-transf.</i>	2005-07	207	--	1584	1178	673	3642
<i>Aspersión</i>	2011-15	1094	859	872	606	569	4000

El periodo pre-transformación (2005-07) nos aporta información sobre el manejo de los cultivos en condiciones de incertidumbre por la incipiente modernización del sistema de riego (Capítulo II) y aunque se siguen mostrando los resultados, no se incluyen dentro de los análisis realizados. Los datos disponibles durante las obras transformación del sistema de riego (2008-09), son escasos y poco consistentes debido a la escasa superficie cultivada estos años, por lo que no se presentan en este capítulo.

Para el análisis del manejo de los cultivos se ha optado por incorporar años adicionales a los periodos para dar mayor robustez a los cálculos, siempre que el manejo del cultivo en los años incorporados sea similar al del periodo correspondiente. De esta manera, los volúmenes de riego por inundación de los diferentes cultivos se han determinado para los años 1995-2004 (aprovechando así la información de volúmenes de riego de 1999-2004, con un patrón de cultivos diferente a 1995-98, pero con un manejo similar de cada cultivo). En riego por aspersión, los datos sobre riego y rendimiento y las prácticas de abonado de los cultivos incluyen el año 2010. Es decir, el año 2010 no se considera representativo del riego por aspersión para la totalidad de la AWUA (o VID en el Capítulo III) por el escaso dominio del maíz en favor del cereal (Capítulo II) pero sí en cuanto al manejo (riego,  $ET_a$  y fertilización de cada cultivo) y rendimiento de los cultivos ese año que son similares a los años posteriores en riego por aspersión (2011-15).

La metodología general de cálculo seguida a lo largo de todo el capítulo para evaluar el manejo del cultivo (riego,  $ET_a$ , rendimiento y fertilización –por cultivo, por aplicación, mineral y orgánica) y determinar las eficiencias de uso del agua (I-WUE y E-WUE) y del nitrógeno (NUE) se esquematiza en la Fig. IV.2. Se identifican por colores y formas los procesos de toma de datos, los cálculos realizados y finalmente los resultados obtenidos.

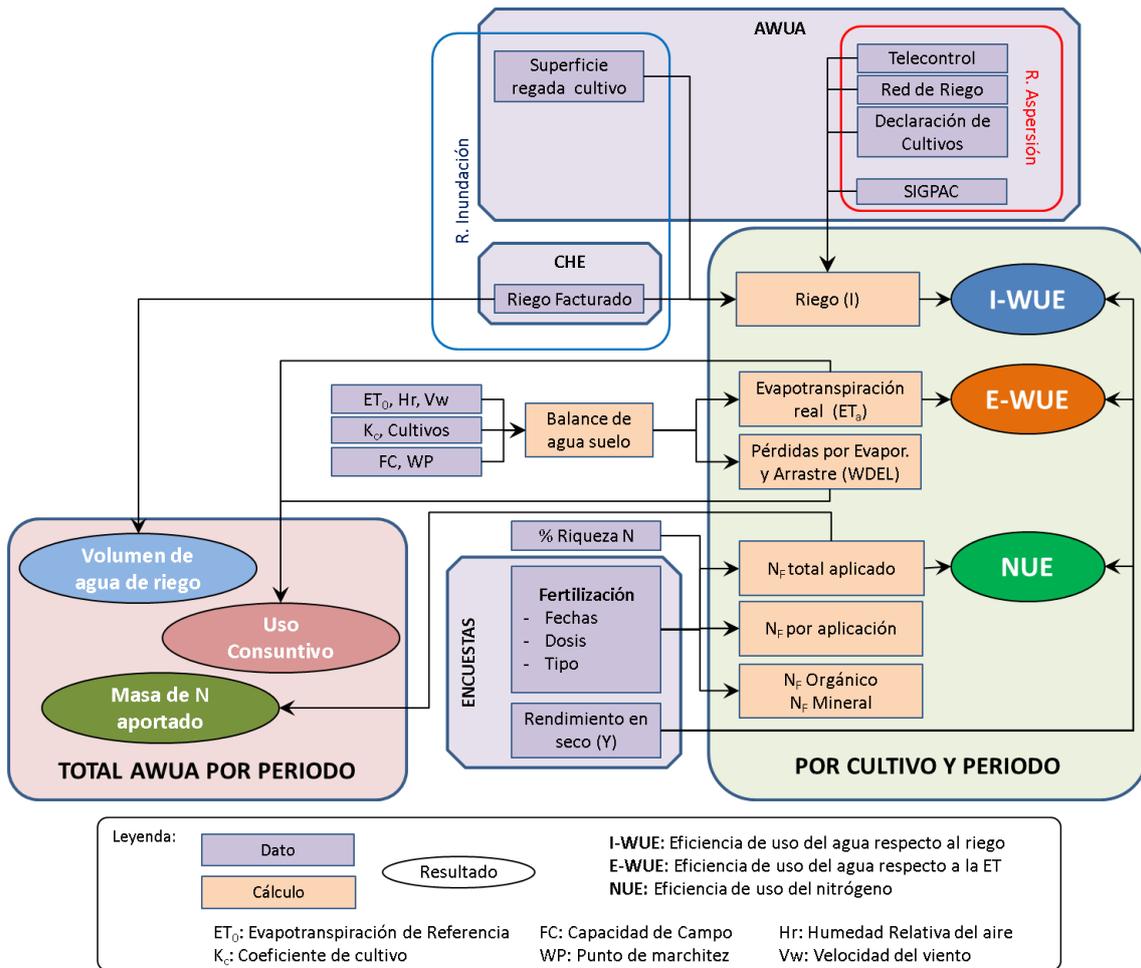


Fig. IV.2. Metodología general seguida para el cálculo de las eficiencias de uso del agua respecto al riego (I-WUE) y respecto a la ET (E-WUE) y la eficiencia de uso del nitrógeno (NUE).

### IV.2.1. Riego

El volumen de agua de riego facturado (V) por la AWUA desde enero de 1992 hasta septiembre 2015, ha sido proporcionado por la CHE como el volumen mensual total servido (dam<sup>3</sup>) por las tomas del Canal de Monegros, Canal de La Violada y Acequia de Santa Quiteria.

#### Riego por inundación de cada cultivo

El riego por inundación (1995-98) aplicado a cada cultivo principal (maíz, alfalfa y cereal) se ha establecido mediante regresión múltiple del volumen de agua facturado (V) sobre la superficie anual regada de cada cultivo en los años disponibles en este sistema de riego (1992 a 2004) tomadas como variables independientes (Fig. IV.2).

Los años 1995 y 1999 fueron eliminados debido a la sequía, quedando disponibles 11 años para la regresión (Tabla IV.2). Aunque el volumen de riego de 1995 es mayor que el de los años precedentes, su patrón de cultivos fue ligeramente más intenso (más maíz) que en aquéllos y la incertidumbre en el volumen de riego disponible dio lugar a unas aplicaciones irregulares a lo largo del año, aunque resultaran altas al final del año. Los meses de marzo y abril con un volumen de agua servido menor a los 400 dam<sup>3</sup> no fueron considerados en las regresiones ya que se considera excesivamente bajo, propio de meses de primavera en los prácticamente que el riego no fue necesario.

*Tabla IV.2. Volumen de riego empleado en las regresiones para cada año y para cada grupo de meses definido. En letra difuminada se presentan los meses excluidos de las regresiones. La media grupal solo no considera los años excluidos.*

VOLUMEN DE RIEGO (dam <sup>3</sup> )							
Año Hidrológico	Grupos de meses						Total Anual
	O-N-D	E-F	Mz	Ab	My	Jn-Jl-Ag-S	
<b>1992</b>	--	1100	2439	5110	2966	13087	24702
<b>1993</b>	283	191	1850	4738	1045	20024	28131
<b>1994</b>	325	837	3247	4162	2470	22233	33274
<i>1995</i>	15	386	2511	4764	2326	23251	33253
<b>1996</b>	488	5	542	4567	1686	24905	32193
<b>1997</b>	705	0	1482	4450	1791	22350	30778
<b>1998</b>	649	41	2366	3976	2661	25609	35302
<i>1999</i>	162	387	15	4114	1772	17543	23993
<b>2000</b>	226	2119	2415	722	1989	21818	29289
<b>2001</b>	155	1	38	4603	3071	26732	34600
<b>2002</b>	84	88	45	4444	3682	21234	29577
<b>2003</b>	48	2	278	2415	3488	23562	29793
<b>2004</b>	58	31	260	335	3225	23759	27668
<b>Media grupal*</b>	<b>302</b>	<b>401</b>	<b>2049</b>	<b>3919</b>	<b>2552</b>	<b>22301</b>	<b>30482</b>

\* No incluye los años excluidos

El año hidrológico fue dividido en grupos de meses en función del cultivo principalmente regado durante los mismos. Se ensayaron diferentes agrupaciones de meses y variables (superficie de cada cultivo o grupo de cultivos) y la selección de la agrupación final (Tabla IV.2) y las variables se realizó siguiendo tres criterios: (i) regresiones significativas ( $P < 0.05$ ); (ii) minimizar la diferencia entre el volumen de riego total en la AWUA (dam<sup>3</sup>) calculado por regresión y volumen de riego proporcionado por la CHE en cada grupo de meses así como su desviación estándar (Tabla IV.3); y (iii) mínimas diferencias entre la dosis de riego anual (m<sup>3</sup>/ha) calculada

para cada cultivo con la proporcionada por los agricultores en las encuestas realizadas durante los años 1995-96 (Apartado IV.2.3) (Tabla IV.4). Además, se introdujo un término independiente para aquellos grupos de meses con mayor presencia de otros cultivos regados (girasol, forrajeras, etc...) no tomados como variables regresoras, es decir, mayo y los meses de verano (junio, julio, agosto y septiembre).

Tabla IV.3. Diferencias ( $m^3/ha$  y %) entre el volumen de riego por inundación calculado por regresión y el proporcionado por la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). Las celdas sombreadas indican los valores a minimizar en el proceso de selección de grupos y variables para las regresiones.

VOLUMEN DE RIEGO				
Grupos de meses	Regresión	CHE	Diferencia	
	( $m^3/ha$ )	( $m^3/ha$ )	( $m^3/ha$ )	(%)
Oct-Nov-Dic	290	302	-13	-4.1
Enero-Febrero	496	401	95	23.7
Marzo	2248	2049	199	9.7
Abril	3808	3919	-111	-2.8
Mayo	2552	2552	0	0.0
Jun + Jul + Ago + Sep	22301	22301	0	0.0
<b>ANUAL</b>	<b>31695</b>	<b>31524</b>	<b>171</b>	<b>0.5</b>
<b>Desviación Estandar</b>			<b>106</b>	

El resultado de la regresión fueron 6 ecuaciones en función del cultivo regado (Tabla IV.4) para los grupos de meses definidos. Los coeficientes obtenidos representan la dosis de riego aplicada durante dicho grupo de meses ( $m^3/ha$ -grupo). La suma de los coeficientes corresponde con la dosis de riego anual ( $m^3/ha$ ·año) de cada cultivo para el periodo de riego por inundación considerado (1995-96). El término independiente corresponde al volumen de riego de los cultivos (“otros cultivos”) cuya superficie no se ha considerado como variable en la regresión.

Tabla IV.4. Ecuaciones de regresión obtenidas para determinar de la dosis de riego de cada cultivo en riego por inundación en función de la superficie regada de Maíz (Mz), alfalfa (Alf) y cereal (Ce); y el mes o grupo de meses del año.

Grupos de meses	Superficie del cultivo			Término independiente
	Maíz	Alfalfa	Cereales	
Oct-Nov-Dic =			461· Ce	
Enero-Febrero =			790· Ce	
Marzo =		1167· Alf +	1664· Ce	
Abril =	1724· Mz +	300· Alf +	2031· Ce	
Mayo =		1520· Alf +		988
Jun + Jul + Ago + Sep =	7474· Mz +	8266· Alf +		4163
<b>Dosis Anual Calculada</b>	<b>9198 <math>m^3/ha</math></b>	<b>11253 <math>m^3/ha</math></b>	<b>4945 <math>m^3/ha</math></b>	

### *Riego por aspersión de cada cultivo*

Tras la modernización del sistema de riego, la gestión del riego se realiza de forma remota mediante el telecontrol desde la sede de la AWUA con un PC-Control (Capítulo II). El programa de telecontrol empleado, almacena los datos de riego de cada hidrante y toma: fecha y hora de inicio y fin de riego y volumen de agua aplicado.

Los datos del telecontrol de los años 2010 a 2015 fueron integrados en un Sistema de Información Geográfica (ArcGIS Desktop 10.3) junto con la declaración SIGPAC (Capítulo II), la declaración de cultivos de la AWUA e información geoespacial del sistema de riego proporcionado por la AWUA. La declaración SIGPAC proporciona la localización geoespacial de las parcelas y aunque también dispone de la información del cultivo declarado, se ha empleado la información procedente de la declaración de cultivos de la AWUA por disponer de las DC-Maíz, no siempre disponibles en las declaraciones SIGPAC. El resultado fue una base de datos de hidrantes, toma de agua y volumen de riego aplicado a cada cultivo (Fig. IV.2).

El volumen de riego aplicado al cultivo obtenido de las bases de datos fue depurado mediante medias recortadas al 10% para el maíz y cereal, 15% la alfalfa y 20% el DC-Maíz. Las medias recortadas eliminan los extremos con errores de medida o inexplicables en cada uno de los cultivos (Gilbert, 1987). La Fig. IV.3 muestra el antes y después de la depuración de los extremos de la dosis de riego para los cultivos principales en la AWUA.

La media recortada obtenida corresponde al valor de la dosis de riego anual ( $I$ ;  $m^3/ha$ ) de cada cultivo para el periodo de riego por aspersión (2011-15). La desviación estándar (SD) se calculó para los datos winsorizados (Gilbert, 1987). Al igual que con las encuestas de riego por inundación, el riego obtenido de las encuestas de los años 2010-15 fue empleado de referencia para comprobar la idoneidad de los cálculos.

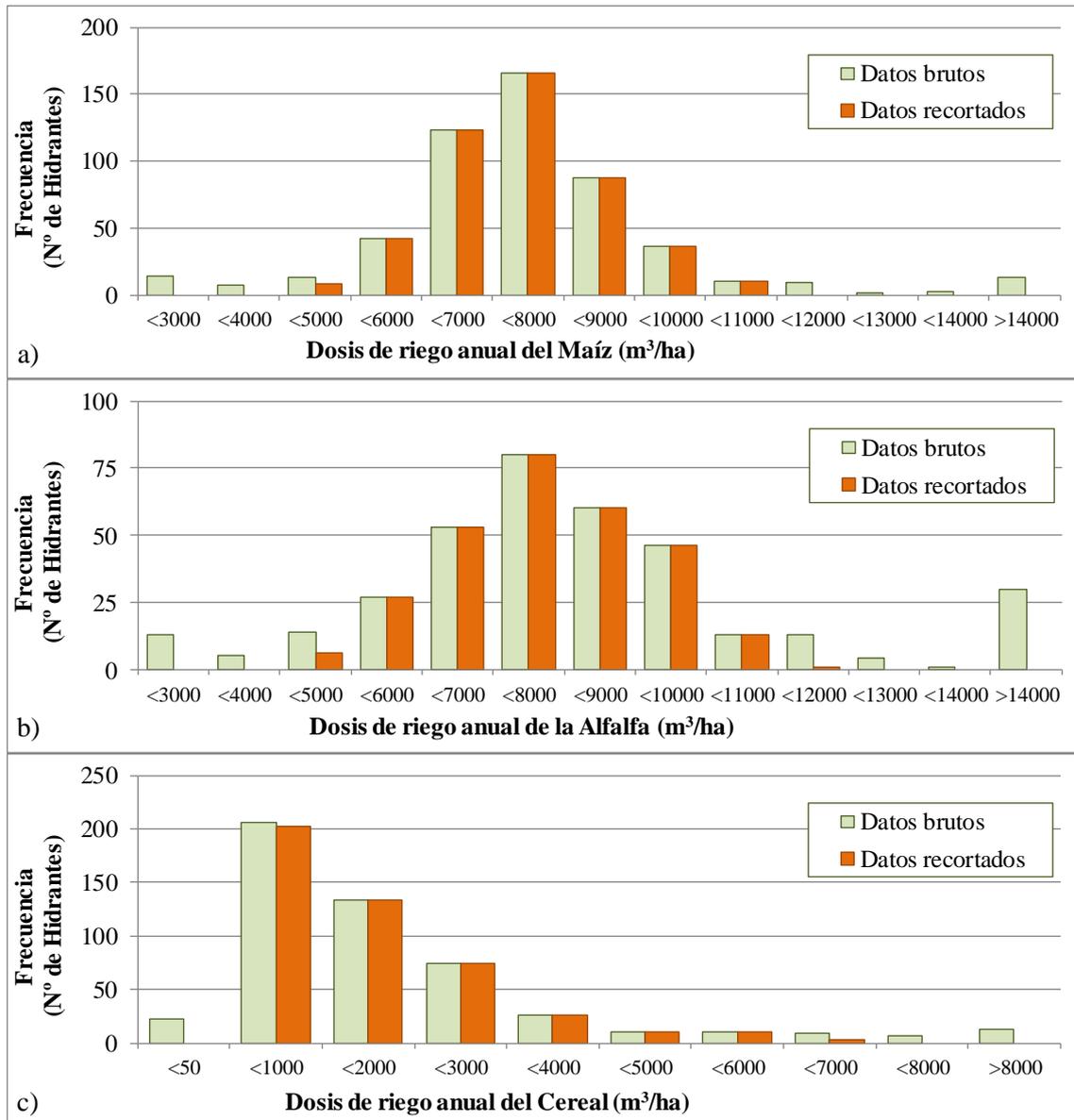


Fig. IV.3. Frecuencias de las dosis de riego obtenidas del telecontrol (2010-15) antes (datos brutos) y después de acotarlas (datos acotados) para el cultivo los cultivos del maíz (a), alfalfa (b) y el cereal (c).

### IV.2.2. Evapotranspiración

El cálculo del balance de agua diario en el suelo ha permitido determinar la evapotranspiración mensual y anual en la AWUA desde 1995 a 2015 ( $ET_{a-AWUA}$ ;  $m^3/ha$ ). En los balances diarios a partir de 2010 se introduce el término de pérdidas por evaporación y arrastre (Wind Drift and Evaporation Losses; WDEL;  $m^3/ha$ ) (Playán et al., 2005). El balance se realizó siguiendo la misma metodología descrita en el Capítulo III, empleado los mismos datos meteorológicos [precipitación (P; mm), velocidad del

viento ( $V_w$ ; m/s), humedad relativa ( $H_R$ ; %) y evapotranspiración de referencia Penman-Monteith ( $ET_0$ ; mm) y características hidrológicas del suelo [capacidad de campo (FC) y punto de marchitez (WP)] para toda la AWUA (Fig. IV.2).

Se ha calculado el balance diario en el suelo para cada cultivo representativo de la AWUA (maíz, alfalfa y cereal añadiendo, si era preciso, algún otro si había sido ampliamente cultivado como girasol o raygrass y las dobles cosechas en aspersión), del que se han obtenido la  $ET_a$  y WDEL diarias del cultivo. Para los periodos 1995-98 y 2005-08 se han empleado los resultados obtenidos del balance diario del agua en el suelo por Barros et al. (2011a). La misma metodología ha sido reproducida para el cálculo de la  $ET_a$  a partir de 2009. La  $ET_a$  considera un coeficiente de estrés diario ( $K_s$ ) que depende del contenido de agua en el suelo (Allen et al., 1998), el coeficiente de cultivo ( $K_c$ ) y las duraciones de fase de cultivo determinadas por Martínez-Cob et al. (1998) ( $ET_a = K_s \cdot K_c \cdot ET_0$ ) para cultivos en la misma zona.

La  $ET_a$  y WDEL diarias de cada cultivo se agregaron mensualmente y la  $ET_{a-AWUA}$  mensual se obtuvo como su la suma ponderada por la superficie regada de cada cultivo para el año correspondiente. La  $ET_{a-AWUA}$  anual corresponde con la suma de los valores mensuales.

La  $ET_{a-AWUA}$  por periodo (1995-96, 2005-07 y 2011-15) se determinó como la media aritmética de los valores anuales. Se han determinado también la  $ET_{a-AWUA}$  a lo largo del año como media de los valores para cada mes en cada periodo. La metodología de este proceso de cálculo se presenta en mayor detalle en el Capítulo III.

Finalmente se ha determinado el uso consuntivo de agua (Consumptive use; CU) en la AWUA para los periodos considerados. El CU para una zona de riego se define como el agua que pasa a la atmósfera en forma de vapor y deja de estar disponible para su uso aguas abajo (Burt, 1997). En los sistemas de riego por inundación el agua perdida por evaporación corresponde con la  $ET_a$  siendo un uso beneficioso del agua (Molden, 1997; Perry, 2011). Un sistema de riego por aspersión ha de añadir el término de WDEL ( $CU = ET_a + WDEL$ ), siendo un uso no beneficioso del agua.

### IV.2.3. Rendimiento

Gracias a la colaboración de los agricultores de la AWUA, se han realizado encuestas de manejo de los cultivos a durante los años 1995-96 y 2006-15 (Fig. IV.2). Los agricultores fueron entrevistados al terminar cada campaña agrícola tras la última cosecha (normalmente maíz o DC-Maíz). El número total de encuestas realizadas asciende a 519 (Tabla IV.5) distribuidas en 115 encuestas para los años 1995-96 (Isidoro, 1999), 108 para los años 2006-07 (Barros et al, 2012a) y 296 para los años 2010-15. En el año 2005 no se realizaron encuestas. Durante años de las obras de transformación (2008-09) se obtuvieron escasas respuestas (datos no presentados) y debido a las obras no se han considerado representativas del manejo del cultivo. El año 2010 se ha incluido dentro del periodo de aspersión al considerarse que el manejo de cultivo se corresponde con los años de riego por aspersión.

Tabla IV.5. Número de encuestas realizadas a los agricultores de la AWUA en el periodo de riego por inundación (1995-96), pre-transformación (2006-07) y riego por aspersión (2010-15).

NUMERO DE ENCUESTAS					
<i>Año o Periodo</i>	<i>Maíz</i>	<i>Alfalfa</i>	<i>Cereal</i>	<i>DC-Maíz</i>	<i>Total</i>
<b>1995</b>	17	18	18	--	53
<b>1996</b>	25	29	8	--	62
<b><i>Riego por Inundación</i><sup>a)</sup></b>	<b>42</b>	<b>47</b>	<b>26</b>	<b>--</b>	<b>115</b>
<b>2006</b>	11	22	23	--	56
<b>2007</b>	13	22	17	--	52
<b><i>Pre-transformación</i><sup>b)</sup></b>	<b>24</b>	<b>44</b>	<b>40</b>	<b>--</b>	<b>108</b>
<b>2010</b>	10	3	22	--	35
<b>2011</b>	10	6	11	18	45
<b>2012</b>	20	12	15	8	55
<b>2013</b>	23	15	6	10	54
<b>2014</b>	18	17	4	13	52
<b>2015</b>	14	10	17	14	55
<b><i>Riego por Aspersión</i></b>	<b>95</b>	<b>63</b>	<b>75</b>	<b>63</b>	<b>296</b>
<b><i>Total Encuestas</i></b>	<b>161</b>	<b>154</b>	<b>141</b>	<b>63</b>	<b>519</b>

<sup>a)</sup> Isidoro, 1999

<sup>b)</sup> Barros et al., 2012a

Se encuestaron los rendimientos en seco de cada cultivo (Y), además de fechas de siembra, cosecha, riego y fertilización (orgánica y mineral), así como sus dosis aplicadas. Aunque los datos de riego no han sido empleados directamente en ningún

cálculo en este capítulo, han servido de referencia en la determinación analítica de las dosis de riego aplicadas a cada cultivo (Apartado IV.2.1).

El Y para cada periodo se determinó como la media aritmética de todas las encuestas correspondientes al periodo considerado. Igualmente se determinó su SD y coeficiente de variación (CV) para cada periodo y cultivo.

#### IV.2.4. Fertilización

La fertilización nitrogenada aplicada a cada cultivo se calculó a partir de las encuestas realizadas a los agricultores. En cada encuesta se diferencia entre abonado orgánico de origen animal (Org) y abonado de origen mineral (Min) tanto de fondo como las diferentes coberturas. El aporte de origen animal considera en conjunto la forma amoniacal (importante en el caso de purines porcinos) y orgánica del N en la fertilización orgánica (Fig. IV.2).

Para cada aplicación de fertilizante se recoge la fecha, tipo de abonado y dosis (kg/ha). Si el agricultor no conocía la fecha exacta de la aplicación se asigna la fecha según su respuesta y la Tabla IV.6.

*Tabla IV.6. Criterio para asignar fechas en caso de respuesta imprecisa por parte de los agricultores encuestados en la AWUA.*

<b>RESPUESTA DEL AGRICULTOR</b>	<b>DÍA ASIGNADO</b>
Mes	15
A principios de mes	5
A finales de mes	25
La primera semana del mes	5
La segunda semana del mes	10
La tercera semana del mes	19
La cuarta semana del mes	25
La primera quincena del mes	10
La segunda quincena del mes	20
A mitad de mes	15

El abonado mineral aplicado al cultivo procede principalmente de la planta mezcladora de la Cooperativa “Virgen de la Corona” en Almodévar. La formulación [riqueza en N-P-K en % y fracciones de N (N-NO<sub>3</sub>, N-NH<sub>4</sub> y N-NH<sub>2</sub>,)] del fertilizante empleado fue facilitada por la misma cooperativa y recogida por Isidoro (1999) para los años 1995-96. Las mismas formulaciones se han mantenido hasta 2015 y en caso de aplicar otro

formulado comercial se ha empleado la recogida en De Liñán (2014). La riqueza de N de las aplicaciones de origen animal fue obtenida de Iguacel (2006). Las fracciones de N-NH<sub>4</sub> y N en forma orgánica también fueron determinadas aunque no se han empleado en el presente estudio.

La masa de N aplicada al cultivo ( $N_F$ ; kg N/ha) en cada encuesta y aplicación de fertilizante [orgánico ( $N_F^{Org}$ ) o mineral ( $N_F^{Min}$ )] se determina como el producto de la dosis aplicada y el porcentaje de N de su formulación.

Debido a que no todos los agricultores realizan una cierta aplicación (aplicación de fondo, cobertera o abonado orgánico), para cada aplicación (orgánico, fondo y coberteras) se determina su probabilidad ( $p$ ) como la proporción de agricultores que realizaron dicha aplicación respecto al total de respuestas del periodo considerado ( $n$ ). Esta probabilidad de aplicación presenta una desviación estándar [ $SD(p)$ ] calculada mediante la expresión:

$$SD(p) = \sqrt{\frac{p \cdot (1 - p)}{n}}$$

En cada periodo, los valores de  $N_F$  obtenidos se agregan de dos diferentes maneras para obtener (i) El N aportado en cada aplicación y (ii) el N total aportado por cultivo (mineral y orgánico).

### *N aportado en cada aplicación*

Para cada aplicación [abonado orgánico, fondo y coberteras (hasta cuatro coberteras)] se obtiene la aportación media de N de la misma ( $N_F$ ) como el producto con su probabilidad ( $p$ ) por la media del N aportado en esa aplicación por los agricultores que la realizaron ( $N_{F-Apli}$ ). La desviación estándar de  $N_F$  se determina mediante la ecuación de propagación del error siguiendo la misma metodología empleada por Barros et al. (2012a) (Deming, 1966):

$$N_F = p \cdot \overline{N_{F-Apli}}$$

$$SD(N_F) = p \cdot SD(N_{F-Apli}) + SD(p) \cdot \overline{N_{F-Apli}}$$

Así mismo, la fecha media de aplicación se establece como la media de las fechas de las respuestas y se calcula su SD y coeficiente de variación (CV).

### *Cálculo del N total aplicado a un cultivo —mineral y orgánico*

El N total aportado por un agricultor a un cultivo (una encuesta) se calcula como la suma del N contenido en todas las aplicaciones realizadas (diferenciando los aportes orgánicos y minerales). Con los resultados de todas las encuestas para cada cultivo se obtiene la aplicación media de N total (orgánico y mineral) al cultivo ( $N_F$ ) y se determina su media (SD y CV).

En cada periodo la masa total de N aportada anualmente (Mg) a la AWUA debida a los principales cultivos (maíz, alfalfa, cereal y DC-Maíz) se ha determinado como la suma ponderada de los  $N_F$  de cada cultivo respecto a superficie media cultivada en cada periodo (Tabla IV.1).

#### **IV.2.5. Eficiencias de uso**

Se han establecido tres eficiencias de uso por cultivo y periodo [riego por inundación (1995-96), pre-transformación (2005-07), y riego por aspersión (2011-15)] (Fig. IV.2): (i) Eficiencia de Uso del Agua respecto al Riego aplicado (Irrigation Water Use Efficiency; I-WUE); (ii) Eficiencia de Uso de Agua respecto a la  $ET_a$  consumida por el cultivo (E-WUE) y (iii) Eficiencia de Uso del Nitrógeno (NUE; kg N/kg):

1. La I-WUE ( $kg/m^3$ ) se ha determinado como la relación entre el rendimiento del cultivo (Y) respecto al riego aplicado al cultivo a lo largo del año hidrológico (I) (Payero et al., 2008). Este índice considera las pérdidas que se producen en todo el sistema de riego, aportando una valiosa información para evaluar actuaciones sobre las infraestructuras:

$$I-WUE (kg/m^3) = \frac{Y(kg/ha)}{I(m^3/ha)}$$

2. La E-WUE ( $kg/m^3$ ) se define como la relación entre el Y y la  $ET_a$  consumida por el cultivo (Payero et al., 2008). Para el cultivo del maíz se ha considerado la  $ET_a$  durante la estación de riego (Irrigation Season; IS) y durante todo el año hidrológico para la alfalfa y el cereal:

$$E\text{-}WUE (kg/m^3) = \frac{Y(kg/ha)}{ET_a(m^3/ha)}$$

3. La NUE (kg/kg N) se corresponde con relación entre el Y y el nitrógeno aplicado al cultivo ( $N_F$ ) (Craswell y Godwin, 1984):

$$NUE (kg/kg N) = \frac{Y(kg/ha)}{N_F(kg N/ha)}$$

#### IV.2.6. Tratamiento estadístico

Se han comparado los valores obtenidos en la AWUA para periodos de riego por inundación (1995-98) y aspersión (2011-15). El periodo de pre-transformación (2005-07) ha sido excluido del análisis estadístico debido a las diferencias en el patrón de cultivos (los años 1995-98 y 2011-15 presentaron un patrón de cultivos mucho más intenso —predominio de maíz y alfalfa o de maíz, alfalfa y dobles cultivos— que 2005-07 —predominio de cereales de invierno) pero sí se ha considerado para comparar el manejo de los cultivos principales en la AWUA por separado. Se han realizado un análisis de la varianza (ANOVA) para buscar diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre los periodos, siempre que las distribuciones fuesen normales (según el test de Kolmogorov-Smirnov).

Para los principales cultivos en la AWUA (maíz, alfalfa, cereal y DC-Maíz) se buscaron las diferencias significativas en los valores anuales de I,  $ET_a$ , Y,  $N_F$  (total, orgánico y mineral), I-WUE, E-WUE y NUE. El  $N_F^{Org}$  fue comparado mediante el test de Mood de medianas al no presentar una distribución normal.

Se han realizado análisis de frecuencias con las respuestas obtenidas en las encuestas para  $N_F$  anual (total, orgánico y mineral) de los principales cultivos por periodo. Las distribuciones diarias de  $N_F$  (total, orgánico y mineral) para los principales cultivos se trazaron siguiendo la metodología descrita en Barros et al., (2012a) e Isidoro et al., (2006). Se ha considerado que la fecha de aplicación sigue una distribución normal de media y SD calculada para cada aplicación. Se considera que  $N_F$  sigue una distribución t de Student de n-1 grados de libertad (siendo n el número de encuestas de esa aplicación) con una media, SD, p y SD(p) calculadas para cada aplicación.

Para el conjunto de la AWUA se han buscado diferencias en el volumen de agua facturado ( $V$ ) y la evapotranspiración real ( $ET_{a-AWUA}$ ). Para cada periodo se calcularon los valores medios mensuales de las variables  $V$  y  $ET_{a-AWUA}$  (y sus desviaciones estándar) para identificar los meses en que se presentaban diferencias significativas entre periodos mediante un ANOVA para cada mes; lo que ha permitido establecer diferencias en el patrón de evolución anual del volumen facturado y evapotranspiración total.

### **IV.3. Resultados y Discusión**

La modernización ha reducido el riego y la fertilización de los cultivos del maíz, alfalfa y cereal en la AWUA (Fig. IV.4). Por otra lado la evapotranspiración y el rendimiento en seco ( $Y$ ) de los cultivos se han incrementado como era de esperar, excepto en el cereal que aparentemente se ha reducido ligeramente. En los siguientes apartados se ha tratado más en detalle cada uno de estos parámetros.

#### **IV.3.1. Riego de los principales cultivos**

Los tres cultivos principales de la AWUA han reducido sus dotaciones de riego con el cambio de riego por inundación a riego por aspersión. El maíz (de altas necesidades de agua) ha reducido su dotación un 19% respecto al antiguo sistema de riego. Bajo éste, el riego medio calculado ascendía a  $I_{Mz-90s} = 9198 \text{ m}^3/\text{ha}$  con una variabilidad del 22% (Tabla IV.7). La modernización reduce el riego aplicado al maíz hasta  $I_{Mz-10s} = 7435 \text{ m}^3/\text{ha}$  en riego por aspersión, con una variabilidad semejante ( $CV = 20\%$ ) resultados similares a los encontrados por Cavero et al., (2003) y Tedeschi et al., (2001) zonas de regadío por aspersión cercanas a la AWUA en Monegros II.

La alfalfa, también de necesidades elevadas de agua, se regaba con  $I_{Alf-90s} = 11253 \text{ m}^3/\text{ha}$  en riego por inundación; tras la modernización el riego aplicado se reduce a  $I_{Alf-10s} = 8068 \text{ m}^3/\text{ha}$ , aunque con una variabilidad ligeramente mayor. No obstante, esto supone una reducción del 28% en el agua empleada para el riego de la alfalfa.

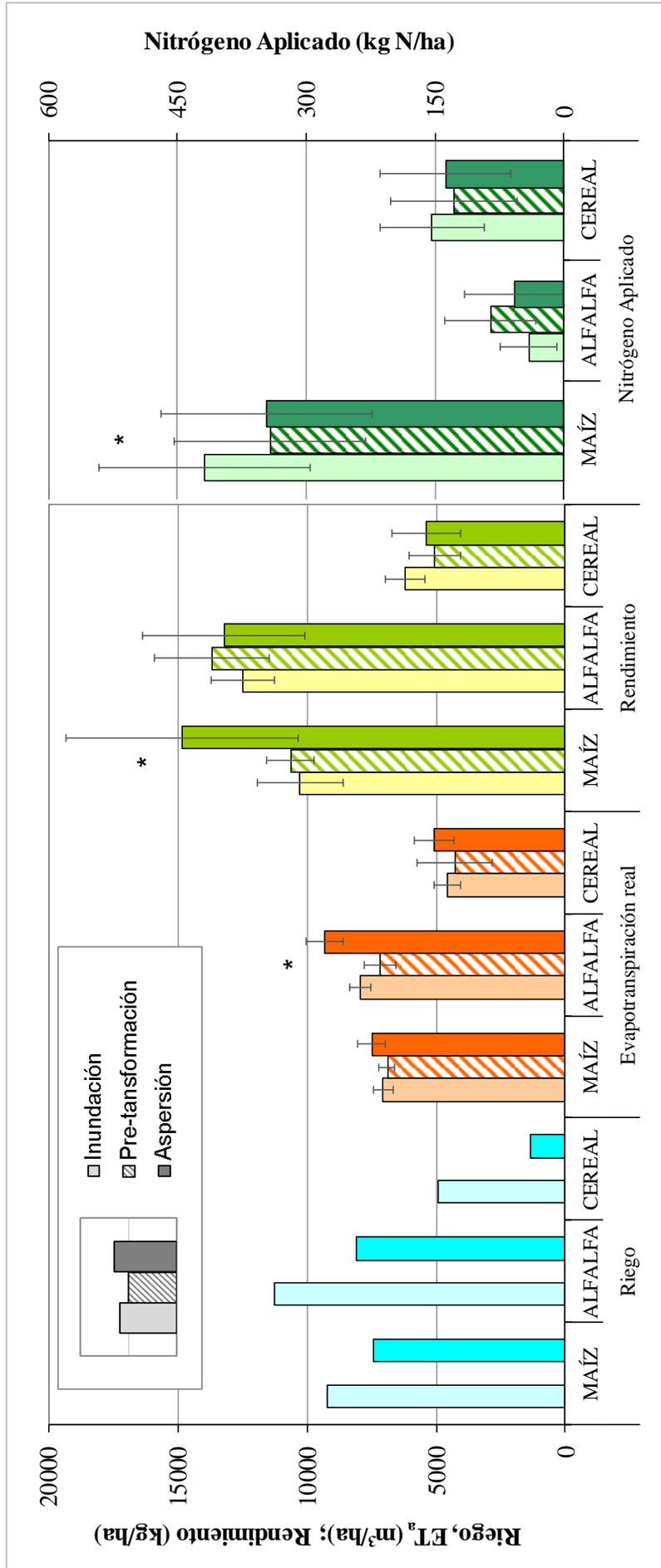


Fig. IV.4. Comparativa entre medias de volumen de riego, evapotranspiración real (ET<sub>a</sub>), rendimiento y N aplicado por fertilización, con su desviación estándar (barras verticales), de los principales cultivos en la AWUA para los periodos de riego por inundación (1995-2004), pre-tansformación (2005-07) y riego por aspersión (2010-15). Los asteriscos indican diferencias significativas entre sistemas de riego de inundación y aspersión.

Tabla IV.7. Media, desviación estándar (SD), coeficiente de variación (CV) e incremento ( $\Delta_{/90s}$ ) respecto al riego por inundación del riego aplicado de cada uno de los principales cultivos en la AWUA para cada periodo.

<b>RIEGO (I)</b>						
Cultivo	Periodo	Años	Media $\pm$ SD	CV	$\Delta_{/90s}$	
			( $m^3/ha$ )	(%)	( $m^3/ha$ )	(%)
<b>Maíz</b>	<b>Inundación</b>	1995-2004	9198 $\pm$ 2014	21.9		
	<b>Aspersión</b>	2011-15	7435 $\pm$ 1519	20.4	-1.763	-19
<b>Alfalfa</b>	<b>Inundación</b>	1995-2004	11253 $\pm$ 2486	22.1		
	<b>Aspersión</b>	2011-15	8068 $\pm$ 2795	34.6	-3.185	-28
<b>Cereal</b>	<b>Inundación</b>	1995-2004	4945 $\pm$ 1563	31.6		
	<b>Aspersión</b>	2010-15	1328 $\pm$ 1665	125.4	-3.617	-73

El cereal presenta la mayor disminución relativa del riego (73%) desde  $I_{Ce-90s} = 4945 m^3/ha$  a  $I_{Ce-10s} = 1328 m^3/ha$ . Esta drástica reducción se debe a las dosis de riego excesivas (respecto a las necesidades del cereal) aplicadas durante la primavera en riego por inundación: la realización de un riego en primavera de 1995-98 implicaba una dosis de al menos 1500-2000  $m^3/ha$ , muy por encima de sus necesidades en esas fechas, dando lugar a pérdidas elevadas de agua. En cambio, en riego por aspersión las excesivas dosis de primavera no son necesarias al poder realizar riegos menores y más frecuentes.

Las dosis de riego para cada cultivo por inundación (establecidas por regresión) y para el riego por aspersión (medias recortadas de los volúmenes del sistema de telecontrol) se comparan razonablemente con los resultados de volúmenes de riego obtenidos a través de las encuestas (1995-96 y 2010-15) (Fig. IV.5). Sin embargo, es de destacar en la figura, el escaso riego del cereal en el año 1996 obtenido de las encuestas en contraposición del año 1995 y los resultados de las regresiones. Esto se debe al escaso número de respuestas (2) de las entrevistas para este año acentuado por que el año hidrológico 1996 fue muy lluvioso (después de la sequía de 1995), hecho que se reflejó en el riego del cereal.

Las dosis de riego obtenidas son acordes con los resultados aportados por otros autores en zonas cercanas que establecen la dosis del maíz en riego por aspersión en 7258  $m^3/ha$  o la de la alfalfa en 7042  $m^3/ha$  (Tedeschi et al., 2001). Sin embargo puede parecer excesiva comprada con algunos años de proporcionados por Cavero et al., 2003 donde

algún año sitúa el riego aplicado al maíz en aspersión en Monegros II en 4140 m<sup>3</sup>/ha con un claro déficit hídrico para ese año en concreto.

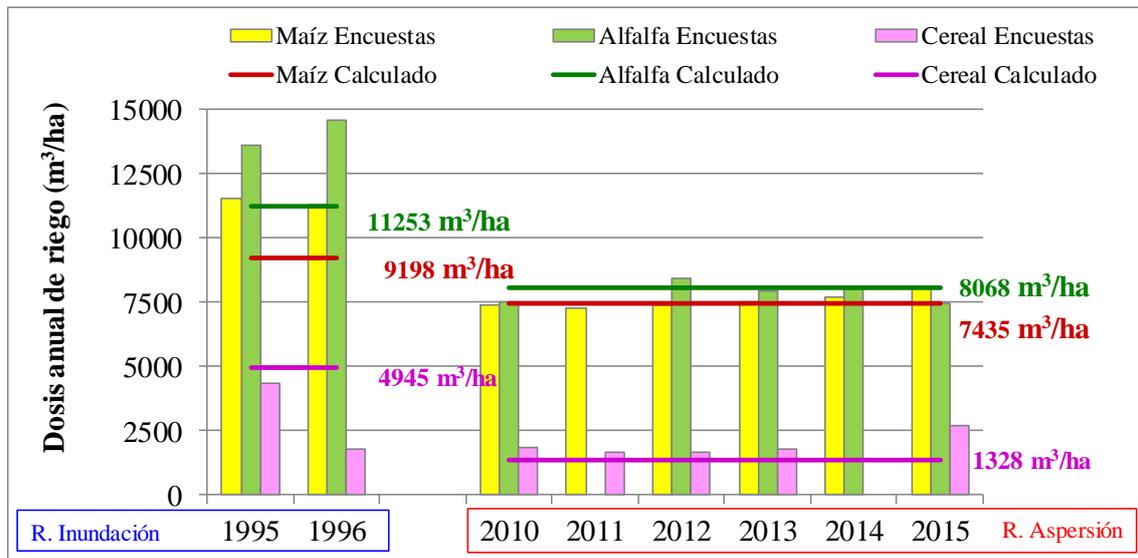


Fig. IV.5. Comparación de las dosis de riego de los cultivos calculadas por regresión (riego por inundación) y medias recortadas (riego por aspersión) –en línea horizontal y media indicada en número- con las dosis obtenidas de las encuestas a los agricultores (1995-96 y 2010-15) –en gráfico de barras-.

### IV.3.2. Evapotranspiración y Rendimiento de los principales cultivos

La  $ET_a$  se ha incrementado para todos los cultivos (Fig. IV.4), al aplicarse los riegos de forma diaria (o casi) en la época de mayores necesidades y disminuir el estrés hídrico que sufrían los cultivos bajo riego por inundación. No obstante, sólo la alfalfa (Tabla IV.8) presenta diferencias significativas entre la  $ET_a$  producida entre periodos de riego, con un incremento del 17% ( $ET_{a-Alf-90s} = 7937 \text{ m}^3/\text{ha}$  y  $ET_{a-Alf-10s} = 9322 \text{ m}^3/\text{ha}$ ). El maíz incrementa la  $ET_a$  un 6% quedando en valores de  $ET_{a-Mz-10s} = 7496 \text{ m}^3/\text{ha}$  y el cereal un 11% con  $ET_{a-Ce-10s} = 5092 \text{ m}^3/\text{ha}$ , ambos sin diferencias significativas. Los resultados obtenidos por aspersión son similares a los obtenidos por Tedeschi et al., (2001) aunque destaca la diferencia con la alfalfa, para la que estima su  $ET_a$  en 11340 m<sup>3</sup>/ha, un valor bastante superior al obtenido en este trabajo, mientras que para los cultivos de maíz y cereal sus estimas son mucho más ajustadas (7690 m<sup>3</sup>/ha y 5000 m<sup>3</sup>/ha respectivamente).

Tabla IV.8. Media, desviación estándar, coeficiente de variación e incremento respecto al riego por inundación ( $\Delta_{90s}$ ) de la  $ET_a$  para cada uno de los principales cultivos en la AWUA para cada periodo. Letras diferentes indican valores significativamente distintos para cada uno de los cultivos ( $P < 0.05$ ).

EVAPOTRANSPIRACIÓN ( $ET_a$ )						
Cultivo	Periodo	Periodo	Media $\pm$ SD	CV	$\Delta_{90s}$	
			( $m^3/ha$ )	(%)	( $m^3/ha$ )	(%)
	<i>Inundación</i>	1995-2004	7055 a $\pm$ 382	5,4	--	--
<i>Maíz</i>	<i>Pre-Transformación</i>	2005-07	6911 a $\pm$ 294	4,3	-144	-2
	<i>Aspersión</i>	2011-15	7496 a $\pm$ 522	7,0	441	6
	<i>Inundación</i>	1995-2004	7937 a $\pm$ 391	4,9		
<i>Alfalfa</i>	<i>Pre-Transformación</i>	2005-07	7181 a $\pm$ 622	8,7	-756	-10
	<i>Aspersión</i>	2011-15	9322 b $\pm$ 728	7,8	1385	17
	<i>Inundación</i>	1995-2004	4587 a $\pm$ 514	11,2	--	--
<i>Cereal</i>	<i>Pre-Transformación</i>	2005-07	4283 a $\pm$ 1467	3,4	-304	-7
	<i>Aspersión</i>	2010-15	5092 a $\pm$ 764	15,0	505	11

El rendimiento en seco de los tres cultivos ha aumentado (Fig. IV.4), y en especial el del maíz (cultivo más sensible al estrés hídrico) con un incremento del 45% desde  $Y_{Mz-90s} = 10269$  kg/ha a  $Y_{Mz-10s} = 14858$  kg/ha (Fig. IV.4Tabla IV.9). No obstante la alfalfa y el cereal no presentan diferencias significativas entre el rendimiento obtenido en inundación y aspersión. Sin embargo estos incrementos de  $Y$  y los de la  $ET_a$  (especialmente para el maíz) no se corresponden con lo esperado, siendo el de  $Y$ , muy superior al de la  $ET_a$ . Este aspecto se aborda en el apartado IV.3.6 junto con la eficiencia de uso de agua respecto a la evapotranspiración (E-WUE). Por otro lado, el rendimiento del cereal en inundación es más alto al esperado muy posiblemente debido a la falta de respuestas en las encuestas de 1995 (ningún agricultor dio respuesta para  $Y$  de las 18 encuestas realizadas de cereal) y que las respuestas empleadas (5) son todas de 1996, que resultó ser extraordinariamente bueno para el cereal debido a la elevada precipitación registrada ese año tras la sequía de 1995.

Tabla IV.9. Media, desviación estándar, coeficiente de variación e incremento (respecto al riego por inundación) del rendimiento obtenido de cada uno de los principales cultivos en la AWUA según el correspondiente periodo. Letras diferentes indican valores significativamente distintos para cada uno de los cultivos ( $P < 0.05$ ).

RENDIMIENTO EN SECO (Y)							
Cultivo	Periodo	Años	Media $\pm$ SD		CV (%)	$\Delta_{/90s}$	
			(kg/ha)			(kg/ha)	(%)
Maíz	<i>Inundación</i>	1995-2004	10269 a	$\pm$ 1672	16,3		
	<i>Pre-Transformación</i>	2005-07	10636 a	$\pm$ 924	8,7	367	+4
	<i>Aspersión</i>	2010-15	14858 b	$\pm$ 4493	30,2	4589	+45
Alfalfa	<i>Inundación</i>	1995-2004	12500 a	$\pm$ 1218	9,7		
	<i>Pre-Transformación</i>	2005-07	13688 a	$\pm$ 2247	16,4	1188	+10
	<i>Aspersión</i>	2010-15	13218 a	$\pm$ 3139	23,7	718	+6
Cereal	<i>Inundación</i>	1995-2004	6200 a	$\pm$ 758	12,2		
	<i>Pre-Transformación</i>	2005-07	5059 b	$\pm$ 989	19,5	-1141	-18
	<i>Aspersión</i>	2010-15	5377 ab	$\pm$ 1325	24,7	-823	-13

### IV.3.3. Fertilización Nitrogenada de los principales cultivos

La  $N_F$  se ha reducido para los cultivos de maíz y cereal mientras que para la alfalfa se incrementa ligeramente pero no significativamente (Fig. IV.4; Tabla IV.10). El maíz, cultivo de mayores necesidades de N y de mayor impacto sobre el nitrato exportado por el B<sup>co</sup> de La Violada (Capítulo III), es el único cultivo que presenta diferencias significativas entre el N aplicado bajo riego por inundación y aspersión. La  $N_F$  del maíz se reduce un 15% de  $N_{F-Mz-90s} = 418$  kg N/ha (CV = 29.4) a  $N_{F-Mz-10s} = 346$  kg N/ha, con una variabilidad ligeramente mayor (CV = 35.5).

Desde el periodo de pre-transformación, los agricultores comienzan a reducir la  $N_F$  del maíz, muy posiblemente debido al precio de los fertilizantes (Fig. IV.6). En 2007, el precio se había incrementado un 39% respecto a 1995 (INE, 2015; MAPAMA, 2016) aunque el mayor incremento del precio se produjo durante 2008 (130% respecto a 1995). Si bien los años siguientes el precio experimentó una ligera bajada, éste se mantiene en valores elevados desde 2011.

Tabla IV.10. Media, desviación estándar, coeficiente de variación e incremento (respecto al riego por inundación) del N aplicado a cada uno de los principales cultivos en la AWUA según el correspondiente periodo. Letras diferentes indican valores significativamente distintos para cada uno de los cultivos ( $P < 0.05$ ).

		NITRÓGENO APLICADO ( $N_F$ )				
Cultivo	Periodo	Años	Media $\pm$ SD (kg N/ha)	CV (%)	$\Delta_{/90s}$ (kg N/ha) (%)	
	<b>Inundación</b>	1995-2004	418 a $\pm$ 123	29.4		
<b>Maíz</b>	<b>Pre-Transformación</b>	2005-07	342 b $\pm$ 112	32.7	-76	-18
	<b>Aspersión</b>	2010-15	346 b $\pm$ 123	35.5	-72	-17
	<b>Inundación</b>	1995-2004	40 a $\pm$ 33	81.7		
<b>Alfalfa</b>	<b>Pre-Transformación</b>	2005-07	85 b $\pm$ 53	62.7	45	+113
	<b>Aspersión</b>	2010-15	58 a $\pm$ 58	101.4	18	+45
	<b>Inundación</b>	1995-2004	154 a $\pm$ 61	39.5		
<b>Cereal</b>	<b>Pre-Transformación</b>	2005-07	128 a $\pm$ 74	57.5	-26	-17
	<b>Aspersión</b>	2010-15	138 a $\pm$ 76	55.5	-16	-10

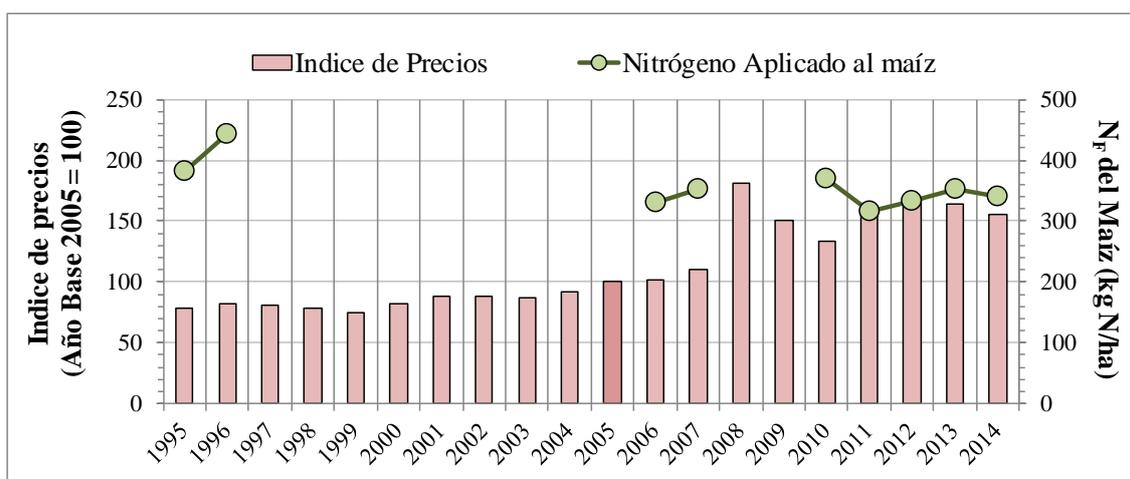


Fig. IV.6. Índice de precios de fertilizante pagados por el agricultor en España desde 1995 a 2014 (INE 2015; MARM 2017) comparado con la fertilización nitrogenada del maíz en la AWUA ( $N_F$ ; kg N/ha) en 1995-96, 2006-07 y 2010-14.

El análisis de frecuencias de las encuestas a agricultores, permite establecer la frecuencia relativa del N aplicado al maíz en la AWUA (Fig. IV.7). Se puede observar como la media se ha desplazado hacia cantidades por hectárea menores de 350 kg N/ha y que aparentemente se obtiene un gráfico menos asimétrico hacia la derecha, al contrario de lo que indica, en apariencia, el mayor CV obtenido (Tabla IV.10). Esto es debido a que, aunque se concentran el 86% de las respuestas con dosis menores a 400 kg N/ha, sigue existiendo un pequeño porcentaje de agricultores que aplican dosis elevadas de N debido a los aportes orgánicos. Este punto se abordará más adelante.

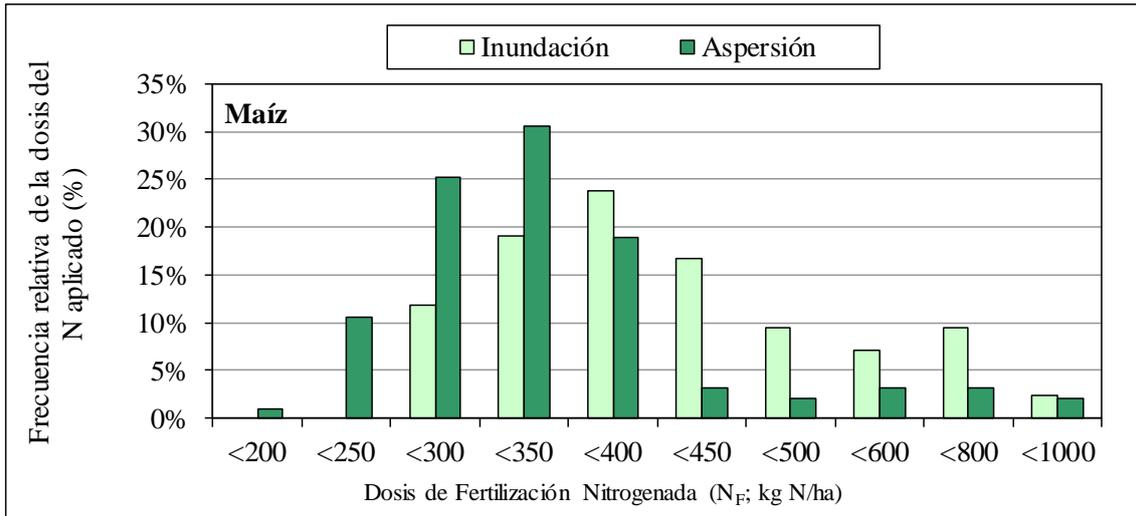


Fig. IV.7. Frecuencia relativa de la dosis de fertilización nitrogenada ( $N_F$ ) aplicada al maíz en la AWUA durante los periodos de riego por inundación (1995-96) y aspersión (2010-15).

Por otro lado, los resultados obtenidos para la alfalfa y el cereal indican que las prácticas de abonado no difieren entre los dos sistemas de riego al no presentar diferencias significativas entre ellos (Tabla IV.10) y como se comprueba en las frecuencias relativas de  $N_F$  según las encuestas (Fig. IV.8). Aunque es de destacar que la alfalfa presentó alguna diferencia durante el periodo de pre-transformación, con una aplicación superior de  $N_F$  al de los otros periodos (Tabla IV.10). Este hecho puede deberse a la utilización de la alfalfa como sumidero de N orgánico en esos años dada la ausencia de maíz.

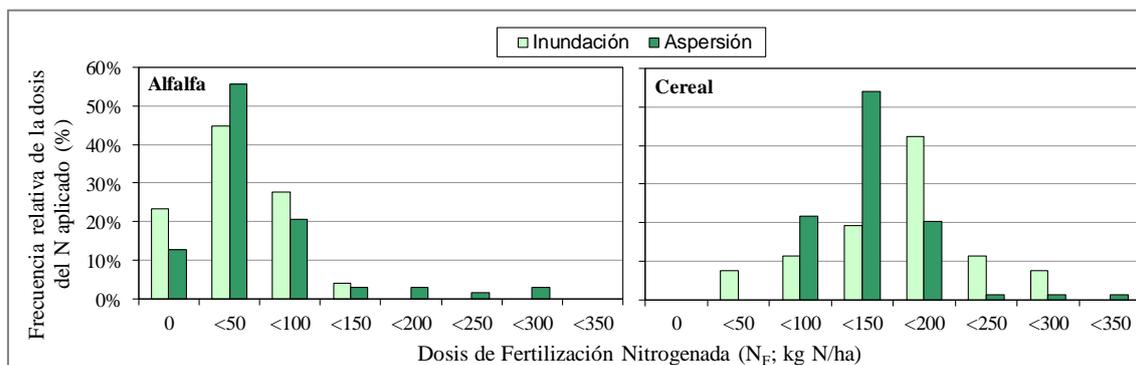


Fig. IV.8. Frecuencia relativa de la dosis de fertilización nitrogenada aplicada ( $N_F$ ) a la alfalfa y al cereal en la AWUA durante el periodo de riego por inundación (1995-96) y el de riego por aspersión (2010-15).

Estos resultados son consistentes con los obtenidos por otros autores en comunidades de regantes de clima y cultivos similares a la AWUA. García-Garizábal et al. (2012) recogía una  $N_F$  para el cultivo de maíz de 420 kg N/ha con un riego por inundación, resultado muy acorde con los obtenidos por Causapé (2009), ambos en zonas regables en el Valle del Ebro. Por su parte, Villar et al. (2015) reduce estos valores a 250-300 kg

N/ha bajo riego por aspersión. Los valores para los cultivos de alfalfa y cereal son igualmente similares.

Las prácticas de fertilización para en la AWUA se recogen en la Tabla IV.11 para el maíz y las dobles cosechas y en la Tabla IV.12 para la alfalfa y el cereal. En ellas se resumen las fechas y dosis medias de N aportado, sus SD y probabilidades (p) de aplicación al cultivo. En los siguientes sub-apartados se detallan más los resultados obtenidos diferenciando entre fertilización orgánica y mineral, y analizando la distribución diaria de los diferentes aportes de N en cada cultivo.

### *Tipo de abonado aplicado en la AWUA*

La principal fuente de N en la AWUA es la fertilización mineral ( $N_F^{Min}$ ) frente a los residuos de origen animal o fertilización orgánica ( $N_F^{Org}$ ). La  $N_F^{Min}$  representa el 88% de la  $N_F$  del maíz en riego por inundación y 86% en aspersión, es por ello que el patrón de  $N_F$  del maíz viene definido por la  $N_F^{Min}$ . La frecuencia de aplicaciones de  $N_F^{Min}$  y  $N_F^{Org}$  (Fig. IV.9) muestra como el 94% y 92%, respectivamente, de los encuestados aplicaron menos de 200 kg N/ha de  $N_F^{Org}$ , mientras que la distribución obtenida para  $N_F^{Min}$  es muy semejante en forma a la Fig. IV.7: menor media de  $N_F^{Min}$  en riego por aspersión y con una distribución más apuntada.

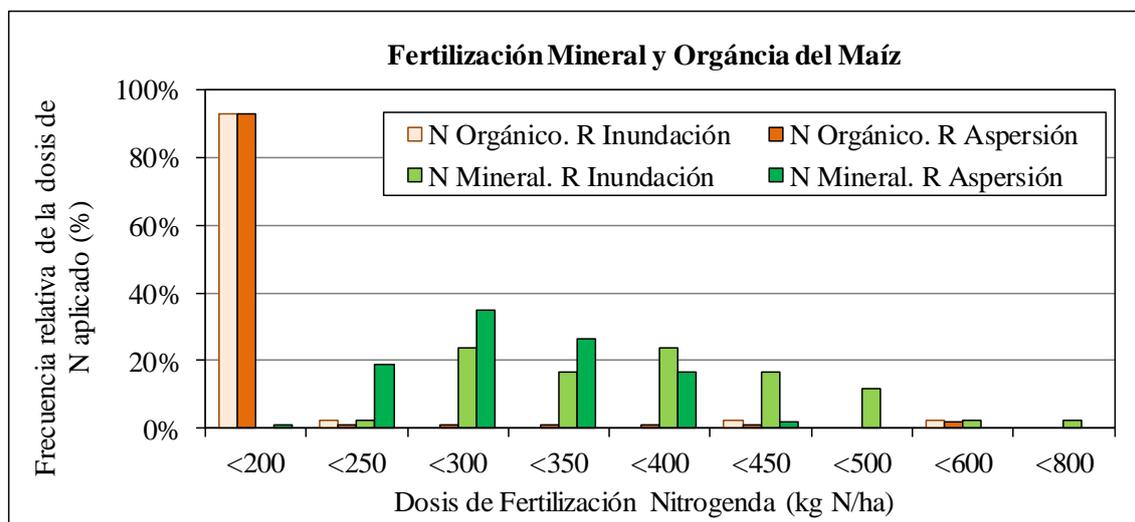


Fig. IV.9. Frecuencia relativa de la dosis de fertilización nitrogenada mineral ( $N_F^{Min}$ ) y orgánica ( $N_F^{Org}$ ) aplicada al maíz en la AWUA durante el periodo de riego por inundación (1995-96) y el de riego por aspersión (2010-15).

Tabla IV.11. Prácticas de fertilización del maíz y las DC-Maíz en la AWUA: Fecha media y dosis media ( $N_F$ ) de fertilización nitrogenada (kg N/ha) con sus desviaciones estándar (SD) y probabilidad de aplicación (p; %) de abonado orgánico y mineral (fondo y coberteras), en los periodos de riego por inundación (1995-96), pre-transformación (2006-07) y riego por aspersión (2010-2015).

		PRÁCTICAS DE FERTILIZACIÓN								
Abonado	Periodo	Maíz			DC-Maíz					
		Fecha ± SD (día)	$N_F$ ± SD (kg N/ha)	p (%)	Fecha ± SD (día)	$N_F$ ± SD (kg N/ha)	p (%)			
Org.	Inundación	6-mar ± 33	147 ± 158	33	-- --	-- --	--			
	Pre-transf.	19-feb ± 8	172 ± 78	15	-- --	-- --	--			
	Aspersión	14-feb ± 38	149 ± 154	33	23-nov ± 59	167 ± 209	17			
					11-may ± 9	46 ± 39	5			
Fondo	Inundación	5-abr ± 14	92 ± 39	100	-- --	-- --	--			
	Pre-transf.	20-abr ± 18	71 ± 26	93	-- --	-- --	--			
	Aspersión	14-abr ± 19	78 ± 72	97	6-nov ± 62	34 ± 21	60			
					24-may ± 23	82 ± 57	100			
1ª Cob.	Inundación	12-jun ± 20	158 ± 47	100	-- --	-- --	--			
	Pre-transf.	14-jun ± 16	156 ± 57	100	-- --	-- --	--			
	Aspersión	2-jun ± 23	142 ± 70	95	11-feb ± 27	80 ± 23	65			
					22-jun ± 26	130 ± 80	97			
2ª Cob.	Inundación	20-jul ± 16	118 ± 39	90						
	Pre-transf.	11-jul ± 20	113 ± 36	67						
	Aspersión	5-jul ± 16	70 ± 21	75	2-abr ± 14	46 ± 21	13			
					14-jul ± 23	76 ± 55	63			
3ª Cob.	Inundación	31-jul ± 15	83 ± 23	14	-- --	-- --	--			
	Pre-transf.	8-jul ± 93	20 ± 37	11	-- --	-- --	--			
	Aspersión	16-jul ± 15	64 ± 17	42	-- --	-- --	--			
					20-jul ± 16	55 ± 18	30			
4ª Cob.	Inundación	-- --	-- --	--	-- --	-- --	--			
	Pre-transf.	30-jun --	54 --	4	-- --	-- --	--			
	Aspersión	28-jul ± 14	51 ± 12	14	-- --	-- --	--			
					8-ago ± 23	41 9	21			

Tabla IV.12. Prácticas de fertilización de la alfalfa y el cereal en la AWUA: Fecha media y dosis media ( $N_F$ ) de fertilización nitrogenada (kg N/ha) con sus desviaciones estándar (SD) y probabilidad de aplicación (p; %) de abonado orgánico y mineral (fondo y coberteras) para la alfalfa y el cereal, en los periodos de riego por inundación (1995-96), pre-transformación (2006-07) y riego por aspersión (2010-2015).

		PRÁCTICAS DE FERTILIZACIÓN						
Abonado	Periodo	Alfalfa			Cereal			
		Fecha $\pm$ SD (día)	$N_F \pm$ SD (kg N/ha)	p (%)	Fecha $\pm$ SD (día)	$N_F \pm$ SD (kg N/ha)	p (%)	
Org.	Inundación	-- --	-- --	--	-- --	-- --	--	
	Pre-transf.	-- --	-- --	--	17-ago $\pm$ 5	202 $\pm$ 104	8	
	Aspersión	6-nov $\pm$ 87	115 $\pm$ 78	6	17-ago $\pm$ 70	103 $\pm$ 142	19	
Fondo	Inundación	20-oct $\pm$ 65	39 $\pm$ 16	17	18-oct $\pm$ 63	46 $\pm$ 24	100	
	Pre-transf.	-- --	-- --	--	16-oct $\pm$ 11	31 $\pm$ 10	74	
	Aspersión	-- --	-- --	--	29-oct $\pm$ 50	29 $\pm$ 14	79	
1ª Cob.	Inundación	6-abr $\pm$ 30	32 $\pm$ 17	70	29-ene $\pm$ 55	96 $\pm$ 28	88	
	Pre-transf.	15-mar $\pm$ 39	54 $\pm$ 31	93	7-feb $\pm$ 27	78 $\pm$ 23	96	
	Aspersión	30-mar $\pm$ 49	39 $\pm$ 37	92	9-feb $\pm$ 27	83 $\pm$ 22	99	
2ª Cob.	Inundación	5-jul $\pm$ 19	26 $\pm$ 15	45	4-abr $\pm$ 31	59 $\pm$ 23	38	
	Pre-transf.	31-may $\pm$ 70	49 $\pm$ 31	70	27-mar $\pm$ 18	37 $\pm$ 19	12	
	Aspersión	15-jun $\pm$ 17	32 $\pm$ 27	41	8-abr $\pm$ 25	50 $\pm$ 19	27	
3ª Cob.	Inundación	-- --	-- --	--	-- --	-- --	--	
	Pre-transf.	15-ago --	46 --	2	-- --	-- --	--	
	Aspersión	15-jul --	92 --	2	15-abr --	38 --	2	
4ª Cob.	Inundación	-- --	-- --	--	-- --	-- --	--	
	Pre-transf.	-- --	-- --	--	-- --	-- --	--	
	Aspersión	-- --	-- --	--	-- --	-- --	--	

### *Abonado Orgánico*

Como se ha indicado anteriormente, el abonado orgánico no representa una práctica mayoritaria en la AWUA y no se han observado cambios en la cantidad de N orgánico aportado entre ambos sistemas de riego. El escaso número de respuestas con aporte de N de origen animal obtenidas en las encuestas obedecía más a la necesidad de “deshacerse” de los residuos del ganado de la zona, que de las necesidades de fertilización del cultivo. Sin embargo, la diferencia entre ambos periodos puede encontrarse en el tipo de residuo animal empleado y el predominio de la fracción mineral (amoniaco) u orgánica de este residuo ganadero.

Bajo riego por inundación la mayoría de la ganadería en la AWUA pertenecía al sector bovino, cuya fracción de N-amoniaco es del 25%, con un 75% de N-orgánico (Iguacel, 2006). Actualmente se está observando una tendencia al alza de la ganadería porcina dentro de la AWUA (y en todo el sistema de Riegos del Alto Aragón y Aragón en general), cuyo purín contiene un 70% de N-amoniaco (Iguacel, 2006). Esta tendencia podría traducirse en un mayor aporte de N-amoniaco tras la modernización debido al purín porcino. Si bien este hecho sería de analizar, las fracciones de N-amoniaco y N-orgánico de los aportes ganaderos no han sido incluidas en el presente trabajo al no considerarse una consecuencia directa de la modernización del sistema de riego. No obstante, sería interesante tratar estos datos en futuros trabajos, dada la importancia que está adquiriendo el sector porcino en Aragón y las consecuencias medioambientales (contaminación de las aguas superficiales y subterráneas) que puede ocasionar una mala gestión de estos subproductos ganaderos (Moreno-García et al., 2017; Yagüe y Quílez, 2010).

Las encuestas del maíz indican que el 67% de los agricultores no realizaron ningún aporte orgánico en 1995-96 y el 68% en 2010-15 (Fig. IV.10). En ambos sistemas de riego, los aportes realizados fueron muy similares con una dosis media de  $N_F^{Org_{90s}} = 147$  kg N/ha (Tabla IV.11) con una gran variabilidad (CV = 108%) en riego por inundación, y en aspersión  $N_F^{Org_{10s}} = 149$  kg N/ha con CV = 104%.

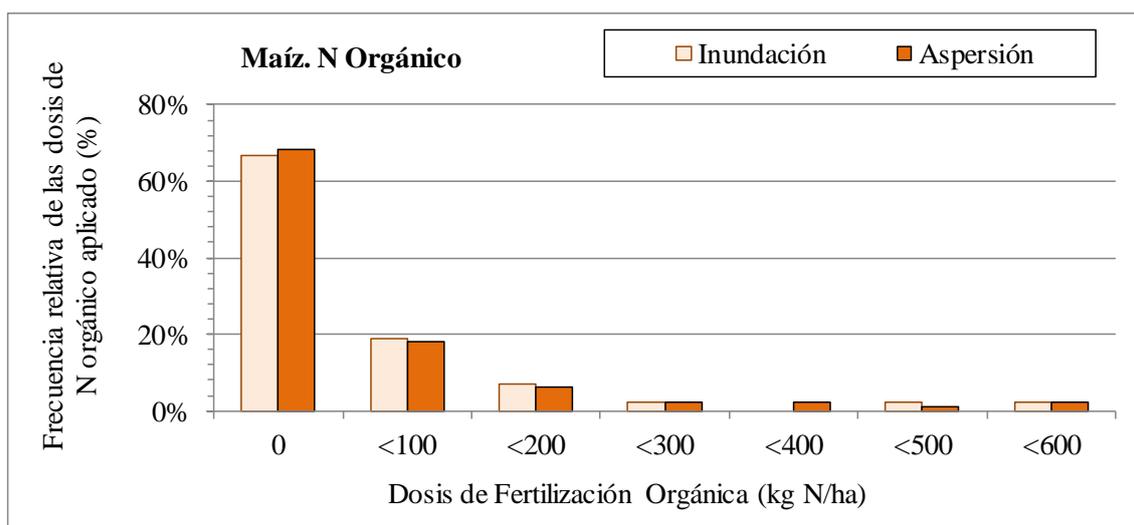


Fig. IV.10. Frecuencia relativa de la dosis de abonado orgánico al maíz para los periodos de inundación (1995-96) y aspersión (2005-07).

El test Mood de medianas confirma que las aplicaciones de abono orgánico no difieren entre sí. Las escasas aplicaciones se realizan principalmente con dosis entre 100-200 kg N/ha (Fig. IV.10) aunque en ambos periodos existen agricultores que aportan cantidades excesivas de estiércol para las necesidades del cultivo (>500 kg N/ha) para deshacerse de los residuos de la cabaña ganadera y que muchas veces no se traducían en una reducción del  $N_F^{\text{Min}}$ .

Los cultivos de alfalfa y cereal presentan un comportamiento análogo al maíz (Fig. IV.11). Bajo riego por inundación el 100% de las encuestas para ambos cultivos, no realizan ningún tipo de abonado orgánico. Durante el periodo de riego por aspersión, el porcentaje de la alfalfa se reduce al 94% ya que un pequeño número de agricultores emplea la alfalfa como sumidero de residuos ganaderos aun cuando la alfalfa es un fijador de N atmosférico y no tiene requerimientos elevados de N. Por otro lado, el cereal también presenta mayor número de aportes orgánicos reduciéndose al 81% los agricultores que no realizan ningún aporte orgánico. Para ambos cultivos, la dosis de  $N_F^{\text{Org}}$  más habitual es menor a 100 kg N/ha y se observa para el cereal (al igual que ocurría con el maíz) alguna esporádica aplicación de  $N_F^{\text{Org}}$  de dosis muy elevadas (>500 kg N/ha).

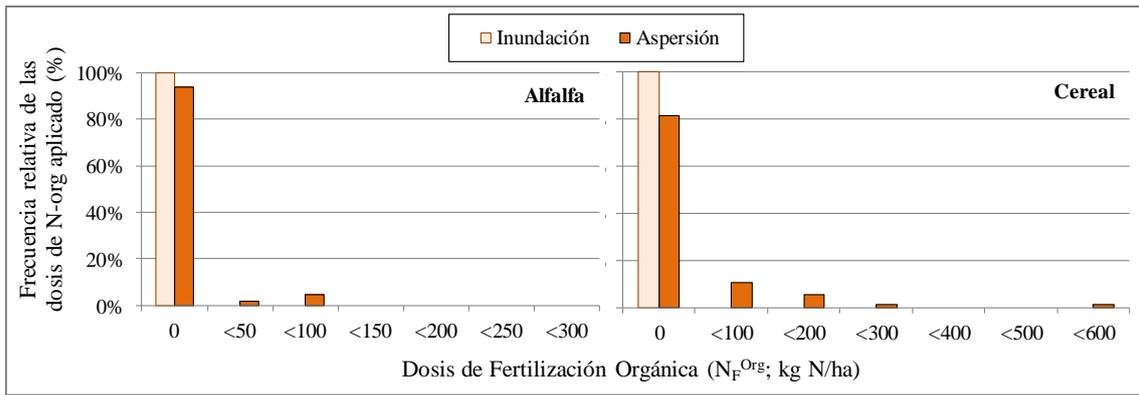


Fig. IV.11. Frecuencia relativa de la dosis de abonado orgánico a la alfalfa y el cereal para los periodos de inundación (1995-96) y aspersión (2005-07).

La distribución de los aportes orgánicos al maíz bajo riego por inundación se extendía principalmente durante el mes de marzo (Tabla IV.11; Fig. IV.12a), previa a la siembra y los riegos de huebra con un aporte de  $N_F^{Org}_{Mz-90s} = 147 \text{ kg N/ha}$  ( $CV=158\%$ ). Bajo riego por aspersión, se adelanta ligeramente la fecha de aplicación abarcando principalmente el mes de febrero (Tabla IV.11; Fig. IV.12c) y el aporte apenas varía ( $N_F^{Org}_{Mz-10s}=149 \text{ kg N/ha}$ ;  $CV=154\%$ ). La alfalfa en riego por aspersión recibe, en su caso, el aporte orgánico ( $N_F^{Org}_{Alf-10s} = 115 \text{ kg N/ha}$ ;  $CV=68\%$ ) a primeros de noviembre (Tabla IV.12; Fig. IV.12g) y el cereal a finales de agosto con una dosis de  $N_F^{Org}_{Ce-10s} = 103 \text{ kg N/ha}$  y alta variabilidad ( $CV=138\%$ ) (Tabla IV.12; Fig. IV.12j).

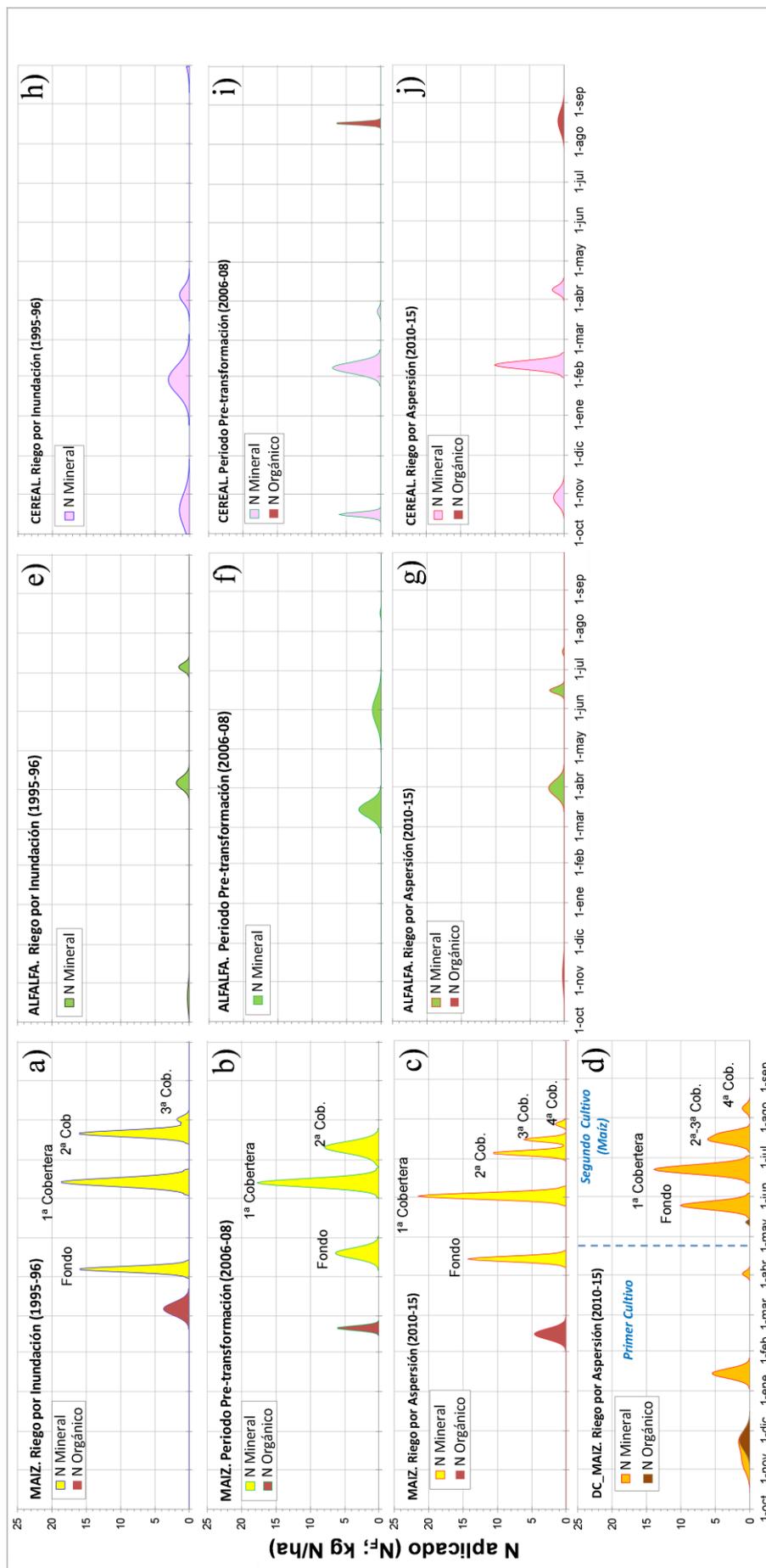


Fig. IV.12. Nitrógeno mineral y orgánico aplicado (kg N/ha) para los principales cultivos presentes en la AWUA (maíz, alfalfa, cereal y doble cultivo) a lo largo de los periodos de riego por inundación (1995-96). Pre-transformación (2005-07) y riego por aspersión (2010-15).

### *Abonado Mineral.*

El abono mineral es la práctica general en la AWUA para ambos sistemas de riego, y está principalmente vinculado con el maíz (Isidoro et al., 2006b; Barros et al., 2012a). En ambos sistemas de riego, el maíz recibe un aporte de fondo o pre-siembra en marzo-abril seguido de coberteras desde que se produce la nascencia. Generalmente son una primera cobertera sólida y las siguientes líquidas mediante urea (solución 46% de N) o N-32 (32% N). Las dosis aplicadas en fondo y primera cobertera en riego por inundación y aspersión no difieren entre sí, aunque se observa un ligero desfase en su distribución diaria (retraso en fondo, adelanto en la primera cobertera; Fig. IV.12a y c) y reducción de las dosis aplicadas en inundación ( $N_F^{\text{Fondo}}_{\text{Mz-90s}} = 92 \text{ kg N/ha}$  y  $N_F^{1\text{Cob}}_{\text{Mz-90s}} = 158 \text{ kg N/ha}$ ) a aspersión ( $N_F^{\text{Fondo}}_{\text{Mz-10s}} = 78 \text{ kg N/ha}$  y  $N_F^{1\text{Cob}}_{\text{Mz-10s}} = 142 \text{ kg N/ha}$ ) (Tabla IV.11;). Además en el periodo de riego por aspersión no todos los agricultores realizan alguna de estas aplicaciones ( $p < 100\%$ ) (Tabla IV.11)

A partir de la segunda cobertera del maíz se observan patrones de abonado diferentes en los sistemas de riego (Fig. IV.12a y c). En primer lugar el aumento del número coberteras aplicadas, gracias al uso de la fertirrigación (Quemada y Gabriel., 2016): mientras que en riego por inundación la práctica habitual era realizar dos coberteras o incluso una tercera ( $p=14\%$ ) en riego por aspersión es más habitual llegar hasta la tercera cobertera ( $p=42\%$ ) o una cuarta ( $p=14\%$ ). Incluso, de forma puntual, se llegó a obtener una quinta cobertera (contabilizada en conjunto con la cuarta debido a su escasa representatividad).

El mayor número de coberteras ha permitido disminuir las dosis de éstas en riego por aspersión. Principalmente se ha reducido la segunda cobertera de  $N_F^{2\text{Cob}}_{\text{Mz-90s}} = 118 \text{ kg N/ha}$  en inundación a  $N_F^{2\text{Cob}}_{\text{Mz-10s}} = 70 \text{ kg N/ha}$  en aspersión (Tabla IV.11; Fig. IV.12a y c) que representa una reducción del 41% de la dosis aplicada.

Bajo riego por inundación, con turnos de riego cada 13 días, era necesario aplicar dosis elevadas de N para suplir las pérdidas ocasionadas por el drenaje del riego por inundación (Isidoro et al., 2006; Barros et al., 2012a) (Tabla IV.7). La reducción en el riego aplicado en aspersión y con ello las pérdidas por drenaje, permite ajustar más las dosis de N y aplicarlas de una forma más controlada y paulatina, atendiendo mejor a las

necesidades del cultivo en cada momento del ciclo y limitando las pérdidas de N en forma de nitrato a través de los flujos de retorno del riego (Capítulo III).

El manejo de la fertilización mineral de la alfalfa es muy similar para los dos tipos de sistema de riego, con dosis bajas en una o dos coberteras debido a sus bajos requerimientos de nitrógeno (Tabla IV.12; Fig. IV.12e y g).

El cereal, tanto en riego por inundación como aspersión, distribuye su aporte de N en abonado de fondo y dos coberteras. Puntualmente, un 2% de los encuestados aplicaron una tercera cobertera en riego por aspersión (Tabla IV.12). La distribución diaria en este periodo (Fig. IV.12j) presenta una gráfica sensiblemente más apuntada que la distribución de riego por inundación, más extendida en el tiempo. Este efecto puede ser debido al aumento de respuestas imprecisas por parte de los agricultores en los últimos años. Las entrevistas se realizaron tras las últimas cosechas, principalmente maíz en riego por inundación y DC-Maíz en el caso del periodo de riego por aspersión. Esto supone retrasar el momento de las entrevistas, en algunos años, hasta enero. El entrevistar tan tarde a los agricultores, produce que éstos no recuerden exactamente la fecha de abonado en especial del cereal (hace más de un año) y aporten un rango de fechas. Debido a la metodología seguida de asignación de fechas, la media arroja una SD mucho menor a la esperada produciendo una distribución mucho más apuntada.

Una de las mayores diferencias introducidas por el riego por aspersión es el cultivo de una segunda cosecha en la AWUA, principalmente Cereal-Maíz (DC-Maíz). El patrón (o distribución diaria) de abonado para el DC-Maíz corresponde a la suma de los aportes realizados a los dos cultivos (Fig. IV.12d). Este aporte es ligeramente menor al realizado a los mismos en situación de monocultivo en aspersión. Por ejemplo, el principal aporte de N es la primera cobertera del maíz (Fig. IV.12c), así, el maíz en situación de monocultivo recibe un dosis de  $N_F^{1Cob}_{Mz-10s} = 142 \text{ kg N/ha}$ , mientras que el  $N_F$  de la primera cobertera del segundo cultivo (maíz) correspondería a  $N_F^{1Cob}_{DC-2Cult} = 130 \text{ kg N/ha}$  (Tabla IV.12; Fig. IV.12d). Por otro lado, las fechas de aplicación se han adaptado a unos ciclos de cultivo más cortos llegándose a superponer coberteras como la segunda y la tercera en el segundo cultivo (maíz).

### IV.3.4. Riego y Evapotranspiración en la AWUA

Las menores dosis de riego empleadas en los cultivos de la AWUA tras el cambio de sistema de riego se han traducido en un menor volumen extraído del Canal de Monegros ( $V$ ;  $\text{hm}^3/\text{año}$ ); y el incremento en la  $ET_a$  de los cultivos en un aumento de la evapotranspiración producida en toda la comunidad ( $ET_{a-AWUA}$ ;  $\text{hm}^3/\text{año}$ ), como se había comprobado para toda la VID en el Capítulo III y se afirmaba desde distintos trabajos sobre escenarios de modernización realizados en zonas del Valle del Ebro (Lecina et al., 2010a y 2010b; Playán et al., 2000). Ambas variaciones ( $V$  y  $ET_a$ ) presentan diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) entre los sistemas de riego por inundación y aspersión (Fig. IV.13).

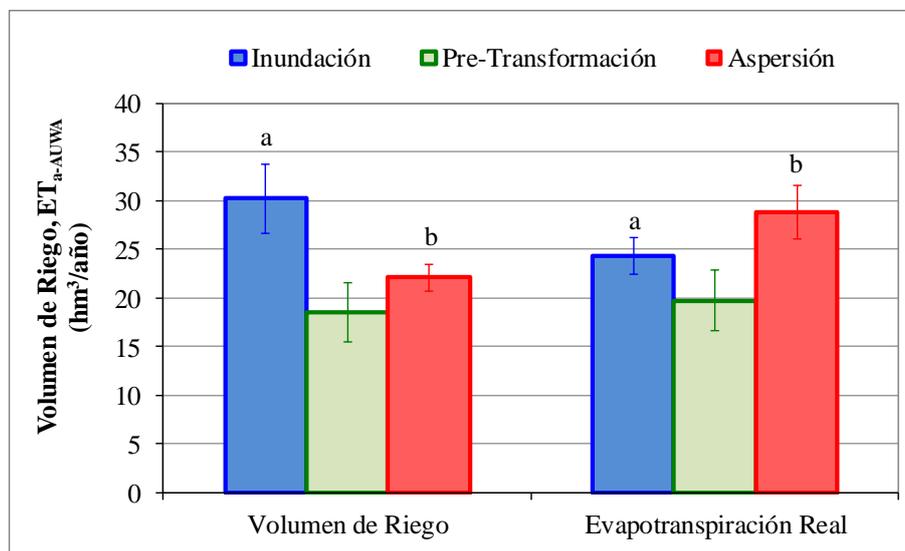


Fig. IV.13. Volumen de riego extraído por la AWUA y Evapotranspiración real producida por los cultivos en la AWUA en los periodos de riego por inundación (1995-2004), pre-transformación (2005-07) y riego por aspersión (2011-2015). Letras diferentes indican diferencias significativas entre los periodos de inundación y aspersión.

El volumen extraído para riego en aspersión se ha reducido un 27% respecto al riego por inundación, de  $V_{90s} = 30.2 \text{ hm}^3/\text{año}$  ( $CV = 11.7\%$ ; Tabla IV.13) a  $V_{10s} = 22.0 \text{ hm}^3/\text{año}$ , con menor variabilidad ( $CV = 6\%$ ). Esto representa un ahorro de agua extraída del Canal de Monegros de  $8.1 \text{ hm}^3/\text{año}$  que queda disponible para otros usos aguas abajo de la AWUA. En el capítulo III se determinaba que el ahorro de agua producido en la VID ascendía a  $13.5 \text{ hm}^3$ , esta diferencia es debida a que la AWUA representa el 92% de la superficie de la VID y al periodo de años empleados de riego por inundación para este cálculo, donde se ha preferido emplear todos los años con información disponibles de riego (1992 a 2004, con predominio de maíz y alfalfa),

mientras que el capítulo anterior se ha empleado sólo los años de mayor intensidad de cultivo del maíz e información disponible para realizar el balance de agua en la VID (1995-98).

*Tabla IV.13. Media anual (letras diferentes representan diferencias significativas entre periodos,  $P < 0.05$ ), desviación estándar (SD), coeficiente de variación (CV) e incremento ( $\Delta_{90}$ ) respecto al riego por inundación del volumen de agua de riego facturado por la AWUA para los periodos de inundación (1992-2004), transformación (2005-07) y aspersión (2011-2015). El periodo de pre-transformación no está incluido en el ANOVA.*

VOLUMEN DE RIEGO (V)						
Periodo	Años	Media $\pm$ SD		CV	$\Delta_{90}$	
		(hm <sup>3</sup> )		(%)	(hm <sup>3</sup> )	(%)
<b>Inundación</b>	1992-2004	30.2 a	$\pm 3.5$	11.7		
<b>Pre-Transformación</b>	2005-07	18.4	$\pm 3.1$	16.5	-11.7	-39
<b>Aspersión</b>	2011-15	22.1 b	$\pm 1.3$	6.0	-8.1	-27

Por otro lado, la modernización del sistema de riego de la AWUA ha incrementado la  $ET_{a-AWUA}$  y presenta diferencias significativas entre los dos sistemas de riego (Tabla IV.14). Bajo riego por inundación, la  $ET_{a-AWUA-90s}$  ascendía a 24.3 hm<sup>3</sup>/año (CV = 7.7%). Durante el periodo de menor intensidad de cultivo de maíz (pre-transformación) se redujo a  $ET_{a-AWUA-00s} = 19.7$  hm<sup>3</sup>/año pero con una mayor variabilidad (CV = 15.8%). Con riego por aspersión, el consumo realizado por los cultivos ha aumentado por encima de los valores de inundación a  $ET_{a-AWUA-10s} = 28.8$  hm<sup>3</sup>/año con una variabilidad semejante al riego por inundación (CV = 9.5%).

*Tabla IV.14. Media anual (letras diferentes representan diferencias significativas entre periodos,  $P < 0.05$ ), desviación estándar (SD), coeficiente de variación (CV) e incremento ( $\Delta_{90}$ ) respecto al riego por inundación de la evapotranspiración anual producida en la AWUA para los periodos de inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07) y aspersión (2011-2015). El periodo de pre-transformación no está incluido en el ANOVA.*

EVAPOTRANSPIRACIÓN ( $ET_{a-AWUA}$ )						
Periodo	Años	Media $\pm$ SD		CV	$\Delta_{90}$	
		(hm <sup>3</sup> )		(%)	(hm <sup>3</sup> )	(%)
<b>Inundación</b>	1995-2004	24.2 a	$\pm 1.9$	7.7		
<b>Pre-Transformación</b>	2005-07	19.7	$\pm 3.1$	15.8	-4.6	-19
<b>Aspersión</b>	2011-15	28.8 b	$\pm 2.7$	9.5	4.5	18

El incremento en la  $ET_{a-AWUA}$  implica un consumo de los cultivos de 4.5 hm<sup>3</sup> de agua más al año (18% superior respecto al riego por inundación). Esto ha incrementado el uso consuntivo de la AWUA (CU) en inundación ( $CU_{90s} = 24.3$  hm<sup>3</sup>/año; que se corresponde con la  $ET_{a-AWUA-90s}$ ) a  $CU_{10s} = 31.7$  hm<sup>3</sup>/año, término que incluye, además

de la  $ET_{a-10s}$ , las  $WDEL_{10s} = 3.0 \text{ hm}^3/\text{año}$ . Esto representa un incremento del CU en la AWUA del 31% en riego por aspersión respecto al riego por inundación ( $7.4 \text{ hm}^3$  más al año).

La evolución mensual de V en la AWUA a lo largo del año se corresponde a la analizada en el Capítulo III para la VID obteniendo gráficas similares (Fig. IV.14 y Fig. III.5). Todos los meses han presentado un V menor, con diferencias significativas los meses de la estación de riego (IS) excepto mayo. Destaca el pico del mes de abril del riego por inundación (1995-2004) vinculado a los riegos de huebra del maíz. Este pico desaparecía en el periodo de pre-transformación (2005-07) debido al escaso cultivo del maíz (Fig. II.9). En riego por aspersión (2010-15) el pico no se reproduce debido a la generalización de la siembra directa y a la mayor frecuencia de riego por aspersión (con dosis muy inferiores) que tienden a evitar los posibles problemas de encostramiento que en inundación se combatían con grandes riegos de huebra.

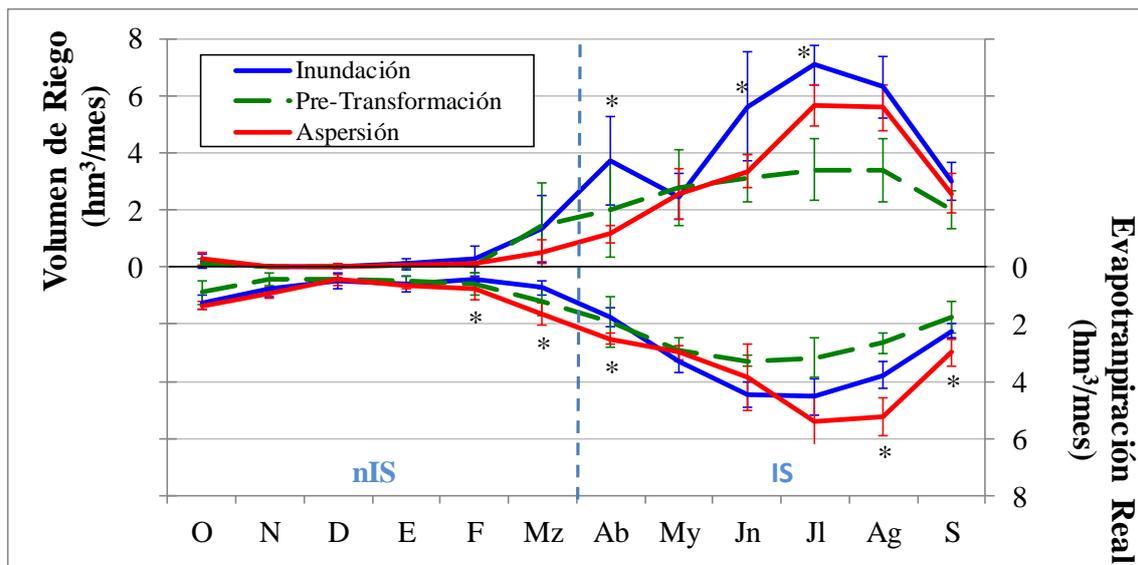


Fig. IV.14. Patrones del Volumen de Riego (eje principal) y Evapotranspiración (eje secundario) con su desviación estándar (barras verticales) a lo largo del año en la AWUA para los periodos de riego por inundación (1992-2004), pre-transformación (2005-07) y riego por aspersión (2011-15). Los asteriscos indican los meses con diferencias significativas entre riego por inundación (1995-98) y aspersión (2011-15).

La  $ET_a$  mensual del riego por aspersión es en general mayor que el riego por inundación y se encuentra ligeramente desfasada (retrasada) respecto a éste (Fig. IV.14). Los valores máximos se producían en junio-julio en inundación mientras que por aspersión se retrasan a julio-agosto. Este desfase se atribuye al retraso en la siembra del segundo cultivo (principalmente el maíz) de las dobles cosechas mientras que se termina de recoger el cereal. Este desfase también propicia que los valores de  $ET_a$  sean mayores en

los últimos meses de verano (con diferencias significativas) debido al retraso del ciclo del segundo cultivo. No obstante desde febrero a abril se han obtenido valores superiores de la  $ET_a$  en aspersión, principalmente debido al cultivo del cereal de las dobles cosechas que permiten una mayor presencia de este cultivo.

### IV.3.5. Nitrógeno aplicado en la AWUA

La masa total de N aportada (Mg) a la AWUA apenas ha variado un 4% al alza (30 Mg) de 819 Mg en riego por inundación a 849 Mg de N en riego por aspersión (Tabla IV.15), aunque se haya disminuido la dosis de N aplicada a cada cultivo ( $N_F$ ; kg N/ha) (Tabla IV.10). Este ligero incremento se puede atribuir a la introducción de la dobles cosechas (dos cultivos en la misma superficie, es decir dos cultivos a fertilizar en el mismo año) y al aumento de la superficie cultivada total en la AWUA de 3581 ha a 4000 ha por la puesta en riego de zonas cuyo riego no era factible por inundación (Tabla IV.1).

Tabla IV.15. Nitrógeno total aportado (Mg) a los principales cultivos en la AWUA (maíz, alfalfa, cereal y doble cultivo); porcentaje de N total que representa el aporte de cada cultivo; Nitrógeno total aportado en la AWUA y su incremento respecto al riego por inundación para los periodos de riego por inundación (1995-96), pre-transformación (2005-07) y riego por aspersión (2011-15).

MASA DE NITRÓGENO APORTADO											
Sistema de Riego	Años	Maíz		DC-Maíz		Cereal		Alfalfa		Total	
		(Mg)	(%)	(Mg)	(%)	(Mg)	(%)	(Mg)	(%)	(Mg)	$\Delta_{90s}$ (%)
<b>Inundación</b>	1995-96	712	87	--	--	75	9	32	4	<b>819</b>	--
<b>Pre-transfor.</b>	2005-07	71	20	--	--	151	42	135	38	<b>357</b>	<b>-56</b>
<b>Aspersión</b>	2011-15	378	45	336	40	84	10	51	6	<b>849</b>	<b>4</b>

El maíz es el principal responsable del aporte de N a la AWUA en ambos sistemas de riego, no obstante, durante el periodo de transformación y dada la escasa superficie cultivada de maíz, tanto el aporte realizado por el cereal como por la alfalfa es superior al del maíz. Debido a los altos requerimientos de N del maíz y su predominio en la superficie cultivada los periodos 1995-98 y 2011-15, el aporte de N durante estos periodos asciende a 712 Mg en riego por inundación y 714 Mg en riego por aspersión (como suma de maíz -378 Mg- y doble cosecha -336 Mg-), representando el 87% del N aportado en inundación y el 85% en aspersión (45% de monocultivo + 40% de segundo cultivo) (Tabla IV.15).

La distribución diaria de la masa total de N aportada a la AWUA confirma su fuerte vinculación con los patrones de abonado del maíz (Barros 2012a) (Fig. IV.15 - área encerrada por las curvas; Mg N/año). Los picos del riego por inundación son más elevados y apuntados que en aspersión, con unos máximos de 29 Mg N/día en fondo, 32 Mg N/día en la primera cobertera y 27 Mg N/día en la segunda cobertera del maíz. Esto es un aporte en fondo de 156 Mg de N distribuidos en un pequeño periodo de 28 días (Tabla IV.11), 270 Mg de N durante 40 días para la primera cobertera y de 182 Mg de N durante 32 días.

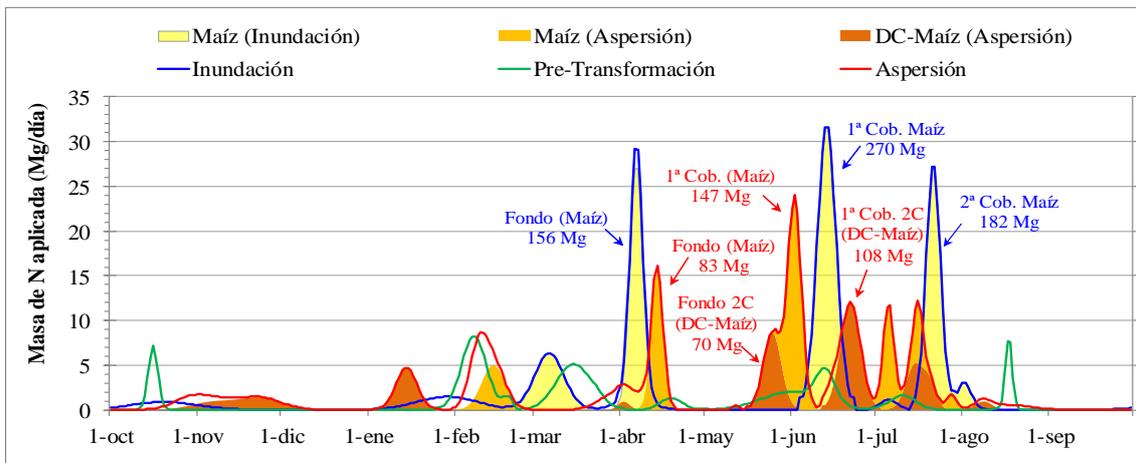


Fig. IV.15. Distribución temporal del N total aplicado en la AWUA en los periodos de riego por inundación (1995-96), pre-transformación (2005-2007) y riego por aspersión (2011-15). En color se destaca el N procedente del cultivo de maíz (monocultivo o doble cosecha).

En riego por aspersión, los picos son más bajos pero más frecuentes, extendiéndose de forma continua desde de mayo hasta agosto. El primer pico debido al abonado en fondo del maíz de monocultivo de aspersión, sólo alcanza los 16 Mg N/ha y representa un total de 83 Mg de N aplicados y distribuidos durante 38 días, frente a los 156 Mg que suponía el abonado en fondo de inundación (Tabla IV.11). Estos aportes, en kg N/ha, no presentaban diferencias entre ellos, sin embargo, el de aspersión supone un aporte de masa de N mucho menor debido a la menor superficie de monocultivo de maíz en ese periodo (Tabla IV.1). El resto de la diferencia de N se aporta en el abonado de fondo del segundo cultivo de la doble cosecha (Maíz, con 70 Mg distribuidos durante 46 días desde mediados de mayo) igualando prácticamente los aportes realizados en fondo bajo ambos sistemas de riego ( $83 + 70 = 153$  Mg N/ha).

La misma situación se repite para la primera cobertera, donde el pico en inundación asciende a 270 Mg de N aportados en 20 días mientras que en inundación los 147 Mg del monocultivo y los 108 Mg de la doble cosecha (255 Mg en total) se aportan durante

23 y 26 días respectivamente (es decir durante 49 días). De manera análoga ocurre con las siguientes coberteras. De esta manera, la cantidad de nitrógeno aportada finalmente al año es prácticamente la misma, pero más distribuida en el tiempo (*Tabla IV.15*).

La masa de N aportada durante el periodo de transformación difiere completamente de los otros periodos (*Tabla IV.15*; *Fig. IV.15*). La reducción a 357 Mg de N/año responde principalmente a la sustitución del maíz por alfalfa como cultivo principal (cultivo prácticamente sin requerimientos de fertilización nitrogenada al ser un fijador de N atmosférico) debido a la instalación de la deshidratadora en la zona (año 2000), y a la incertidumbre ante la modernización, cuando muchos agricultores prolongaron el ciclo de cultivo de la alfalfa, incluso hasta los 6 años, en los años previos a las obras de transformación

### IV.3.6. Eficiencias agronómicas

La Eficiencia de uso del agua respecto al riego (I-WUE), la Eficiencia de uso del agua respecto a la ET (E-WUE) y la Eficiencia de uso del nitrógeno (NUE) para el cultivo del maíz (de grandes necesidades de agua y el de mayores necesidades de nitrógeno en la AWUA) se han incrementado tras la modernización del sistema de riego. Por otra parte, la alfalfa (también de elevadas necesidades de agua) y el cereal sólo han incrementado la I-WUE (*Tabla IV.16*; *Fig. IV.16*).

*Tabla IV.16. Eficiencia de uso del agua respecto al riego (I-WUE; kg/m<sup>3</sup>) y respecto a la ET (E-WUE; kg/m<sup>3</sup>) y Eficiencia de uso del nitrógeno (NUE; kg/kg N) y sus incrementos respecto al riego por inundación, para los periodos de riego por inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07) y riego por aspersión (2011-15); se presenta también el incremento porcentual respecto a los años 90 ( $\Delta_{90s}$ ).*

Cultivo	Periodo	Años	I-WUE		E-WUE		NUE	
			(kg/m <sup>3</sup> )	$\Delta_{90s}$ (%)	(kg/m <sup>3</sup> )	$\Delta_{90s}$ (%)	(kg/kg N)	$\Delta_{90s}$ (%)
Maíz	<b>Inundación</b>	1995-98	1,12	--	1,46	--	25	--
	<b>Pre-transf.</b>	2005-07	--	--	1,54	6	31	26
	<b>Aspersión</b>	2011-15	2,00	79	1,98	36	43	75
Alfalfa	<b>Inundación</b>	1995-98	1,11	--	1,57	--	309	--
	<b>Pre-transf.</b>	2005-07	--	--	1,91	21	161	-48
	<b>Aspersión</b>	2011-15	1,64	47	1,42	-10	230	-26
Cereal	<b>Inundación</b>	1995-98	1,25	--	1,35	--	40	--
	<b>Pre-transf.</b>	2005-07	--	--	1,18	-13	39	-2
	<b>Aspersión</b>	2011-15	4,05	223	1,06	-22	39	-3

**Eficiencia de uso del agua respecto al riego**

El cultivo de maíz bajo riego por aspersión presentaba una  $I\text{-}WUE_{Mz-90s} = 1.12 \text{ kg/m}^3$ , la modernización del sistema de riego a aspersión ha permitido maximizar un 79% el uso del agua de riego, mejorando la eficiencia a  $I\text{-}WUE_{Mz-10s} = 2.00 \text{ kg/m}^3$  (Tabla IV.16). Principalmente se debe a: (i) la reducción de la dosis de riego y aumento de su frecuencia con riegos diarios durante la época de mayor necesidad (19%; Tabla IV.7); y (ii) al incremento del rendimiento del maíz (45%; Tabla IV.9) como consecuencia de la reducción del estrés hídrico que sufría éste bajo riego por inundación.

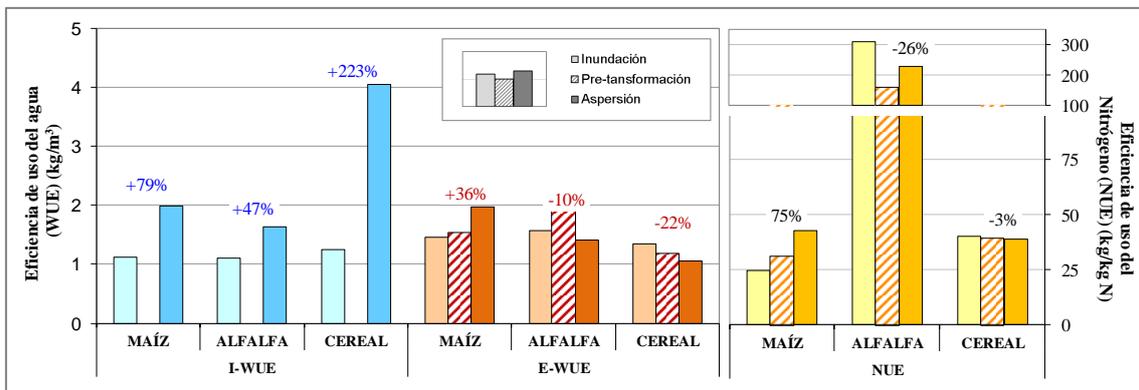


Fig. IV.16. Eficiencia de uso del agua respecto al riego (I-WUE) y la evapotranspiración (E-WUE) y eficiencia de uso del nitrógeno (NUE) para los principales cultivos en la AWUA (maíz, alfalfa y cereal) en los periodos de riego por inundación (1995-2004), pre-transformación (2005-07) y aspersión (2010-15); con indicación del incremento en % de cada parámetro de cada cultivo en riego por aspersión en relación al riego por inundación.

La alfalfa experimenta un incremento del 47% de  $I\text{-}WUE_{Alf-90s} = 1.11 \text{ kg/m}^3$  en riego por inundación a  $I\text{-}WUE_{Alf-10s} = 1.64 \text{ kg/m}^3$  en riego por aspersión, por causas análogas al maíz: menor riego pero más frecuente, ajustado a las necesidades hídricas del momento, lo que produce un incremento del rendimiento.

El cereal es el que experimenta el mayor incremento porcentual de la I-WUE (223%). Los riegos elevados respecto a las necesidades del cereal conllevaban eficiencias muy bajas de  $I\text{-}WUE_{Ce-90s} = 1.25 \text{ kg/m}^3$ . La drástica reducción del riego aplicado al cereal (73%; Tabla IV.7), sin apenas aparente repercusión en el rendimiento de éste (Tabla IV.9), propicia el significativo aumento de la eficiencia a  $I\text{-}WUE_{Ce-10s} = 4.05 \text{ kg/m}^3$ . Es de destacar, como se comentó en el apartado IV.3.1 sobre los rendimientos de los cultivos, que el  $Y_{Ce-90s}$  resultó más alto de lo esperado al proceder de sólo un año de encuestas (1996), el cual fue muy bueno para el cultivo del cereal; esto a su vez puede

haber afectado a las eficiencias obtenidas para el cereal en el sistema de riego de inundación.

### *Eficiencia de uso del agua respecto a la evapotranspiración*

El maíz es el único cultivo que incrementa su E-WUE (36% respecto al riego por inundación) desde  $E\text{-}WUE_{Mz-90s} = 1.46 \text{ kg/m}^3$  a  $E\text{-}WUE_{Mz-10s} = 1.98 \text{ kg/m}^3$ , sin embargo, la E-WUE de la alfalfa y el cereal disminuyen. El incremento de la  $E\text{-}WUE_{Mz}$  es debido al  $Y_{Mz-10s}$  (incremento de 45%, con diferencias significativas entre sistemas de riego; Tabla IV.9), frente a la  $ET_{a-Mz}$ , que no presentaba diferencias significativas entre los dos sistemas (Tabla IV.8).

Para el cultivo de la alfalfa, la  $E\text{-}WUE_{Alf-90s} = 1.57 \text{ kg/m}^3$  disminuye ligeramente (10%) a  $E\text{-}WUE_{Alf-10s} = 1.42 \text{ kg/m}^3$  al haberse producido un incremento superior de la  $ET_{a-Alf}$  (17%; Tabla IV.8) frente al incremento del rendimiento (6%; Tabla IV.9) pero manteniendo una proporción relativamente constante entre la  $ET_a$  y el rendimiento de cada año (Fig. IV.17b). En el cereal, el decremento en esta eficiencia es más acusado (22%) debido a la reducción (no significativa) del rendimiento del cereal en riego por aspersión (Tabla IV.9).

Estos resultados de E-WUE, en especial para el maíz, parecen indicar que la relación entre el rendimiento y la  $ET_a$  del cultivo del maíz (Fig. IV.17a) se ha modificado en contra de lo que cabría esperar dentro de una misma zona regable, rompiendo su esperada linealidad (Perry et al., 2009; Tanner y Sinclair, 1983). Sin embargo para la alfalfa y el cereal la proporción parece mantenerse (Fig. IV.17b).

Este hecho, plantea la necesidad de investigar si el balance de agua en el suelo realizado en la AWUA está infravalorando los cálculos de  $ET_a$  hasta el momento o para el nuevo sistema de aspersión (o sobrevalorándolo para los periodos anteriores), en especial para el cultivo del maíz, más sensible al estrés hídrico y cultivo predominante.

Hasta ahora se han empleado valores medios de las características hidrológicas del suelo [FC = 28.3%; WP = 19.1% en volumen; y Densidad Aparente (Bulk Density): BD =  $1.26 \text{ g/cm}^3$ ], profundidad efectiva de raíces de 927 mm y un porcentaje de elementos gruesos del 11.4% establecidos por Playán et al (2000) para toda la VID (donde se incluye la AWUA).

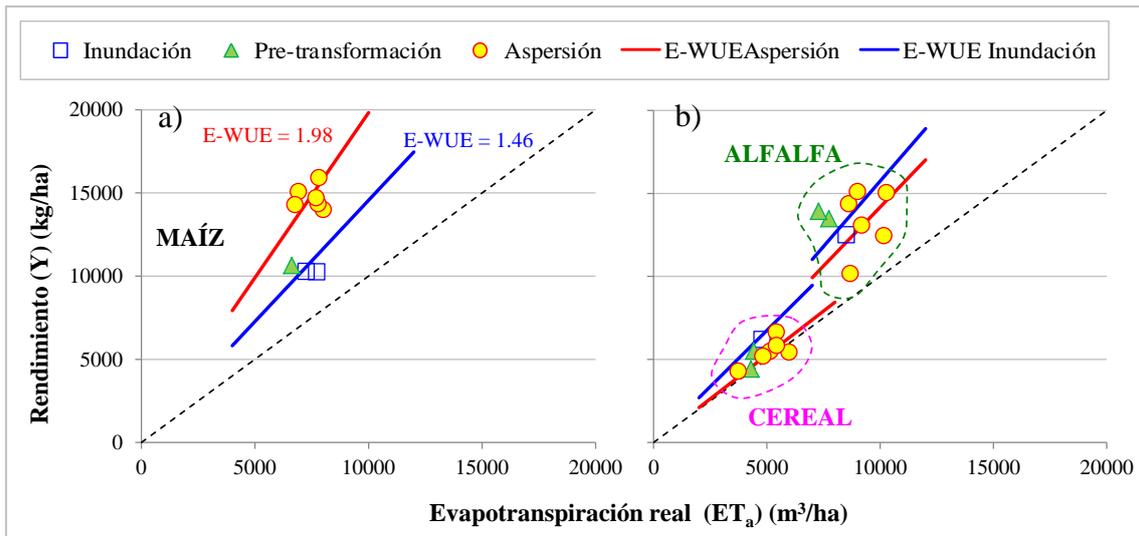


Fig. IV.17. Eficiencia de uso del agua respecto a la ET (E-WUA) por periodo de riego por inundación (1995-98), pre-transformación (2005-07) y aspersión (2011-15) a) para el cultivo del maíz diferenciando entre riego por inundación y aspersión; y b) para los cultivos de la alfalfa y cereal (la línea continua representa una relación media entre rendimiento y ET para cada cultivo considerando todos los años).

Durante la realización de esta tesis se llevó a cabo una caracterización de los suelos de la VID enfocado al estudio de las características hidrológicas de las diferentes unidades de suelo (Capítulo V y VI). El estudio ha revelado una sobrevaloración de la FC, WP, profundidad de raíces (60 cm) y el porcentaje de elementos gruesos y una infravaloración de la BD. El ajuste de estas variables y uso de valores desagregados en unidades de suelo puede permitir la mejora de los balances de agua en el suelo y con ello las estimas de la ET<sub>a</sub> de los cultivos (como ya se indicaba en el Capítulo III).

### Eficiencia de uso del nitrógeno

Sólo el cultivo del maíz ha presentado un incremento significativo (75%) desde  $NUE_{Mz-90s} = 25 \text{ kg/kg N}$  a  $NUE_{Mz-10s} = 43 \text{ kg/kg N}$  (Tabla IV.16). Este aumento es debido a la reducción del N<sub>F</sub> del maíz (Tabla IV.10) y a la aplicación del N en riego por aspersión más ajustada a las necesidades del cultivo, sin grandes excesos para cubrir las pérdidas producidas por el drenaje del riego por inundación.

En riego por inundación, las coberteras del maíz (generalmente líquidas de solución nitrogenada N32) se aplicaban directamente al agua de riego, en las acequias a la entrada de parcela (Fig. IV.18a) con lo que las dosis debían aumentarse para compensar las pérdidas por percolación propias del riego por superficie y amoldarse a los días de riego. Este escenario producía grandes pérdidas de N aplicado, es decir, grandes aportes de  $\text{N-NO}_3^-$  al  $\text{B}^{\text{co}}$  de La Violada (Capítulo III).



*Fig. IV.18 Aporte de cobertera al maíz directamente en la acequia de riego en la AWUA durante el riego por inundación.*

Por el contrario, en riego por aspersión las dosis de N se ajustan mediante un sistema de inyección, directamente en el hidrante de riego de la parcela correspondiente (fertirrigación) reduciendo las pérdidas por percolación al proporcionar el N en un momento más adecuado para el cultivo (ya que el riego es casi diario).

La alfalfa ha disminuido la  $\text{NUE}_{\text{Alf}}$  en un 23%, aunque este término tiene poca relevancia al ser un cultivo fijador de N atmosférico. El cereal apenas presenta diferencia en la  $\text{NUE}_{\text{Ce}}$  (3%) antes y después de la modernización (Fig. IV.16) debido a que tanto el rendimiento como la  $\text{N}_F$  mantienen la misma proporción, lo que muestra de nuevo el elevado rendimiento posiblemente considerado para el cereal en los años 1995-96.

## IV.4. Conclusiones

La modernización del sistema de riego de la Comunidad de Regantes de Almudévar de riego por inundación a riego por aspersión ha supuesto una serie de cambios a nivel global tanto en el consumo de agua realizado como en el aporte de contaminantes (fertilización); y por otro lado a nivel de cultivo (prácticas de cultivo) y optimización de recursos (agua y nitrógeno) que se resumen a continuación:

1. La modernización del sistema de riego ha reducido la dotación anual necesaria para riego de los principales cultivos de la AWUA: El maíz ha reducido la dosis aplicada en  $1763 \text{ m}^3/\text{ha}\cdot\text{año}$ , la alfalfa en  $3185 \text{ m}^3/\text{ha}\cdot\text{año}$  y el cereal en  $3617 \text{ m}^3/\text{ha}\cdot\text{año}$ ; al permitir riegos prácticamente a la demanda.
2. Las pérdidas por lixiviación del N asociado a los riegos por inundación se han reducido igualmente, disminuyendo significativamente el N que es necesario aplicar al maíz en  $72 \text{ kg N}/\text{ha}\cdot\text{año}$ .
3. La principal fuente de N en la AWUA es el N mineral frente el abonado orgánico que responde a la necesidad de deshacerse de los residuos ganaderos de la zona tanto en riego por inundación como por aspersión. El aporte de N mineral en la AWUA viene determinado principalmente por los aportes realizados al maíz en ambos sistemas de riego y por las dobles cosechas (normalmente cereal-maíz) en riego por aspersión. Este hecho concuerda con lo indicado en el Capítulo III donde se vinculaba la fertilización del maíz con el N exportado a través del  $B^{\text{co}}$  de La Violada.
4. El riego y la fertilización más ajustados a las necesidades de los cultivos en cada momento de su ciclo, se han traducido en un ligero incremento (menor al esperado) en la  $ET_a$  de los tres cultivos mayoritarios (sólo significativo para la alfalfa) y en mayores rendimientos significativos del maíz y el cereal.
5. Las diferencias encontradas en el incremento de la  $ET_a$  y el aumento del rendimiento de los cultivos indican un posible sesgo en el cálculo de la  $ET_a$  estimada a través del balance de agua en el suelo con características hidrológicas medias para toda la AWUA. La aplicación en estos balances de las nuevas propiedades hídricas de los suelos y la discretización de estas propiedades hidrológicas en unidades de suelo homogéneas (definidas en los siguientes

Capítulos V y VI), unidas a la nueva información disponible de riego y cultivos (GIS), podría proporcionar mejores estimas de los balances y con ello del consumo realizado por los cultivos.

6. Se ha producido un ahorro de agua detraída del Canal de Monegros de  $8 \text{ hm}^3$  al año respecto al sistema de riego por inundación. En el Capítulo III se indicaba que el ahorro para toda la VID ascendía a  $13 \text{ hm}^3$ . Esta diferencia ( $13 \text{ hm}^3$ ) se corresponde con la disminución en el uso del agua en riego por aspersión (2011-2015) respecto al riego por inundación (1995-98) cuando el cultivo dominante es el maíz (o dobles cosechas de maíz-cereal); mientras que el valor de  $8 \text{ hm}^3$  corresponde a la disminución del riego en aspersión (2011-15) respecto a un riego por superficie con un patrón de cultivos más variado y menos intensivo en general (1992-2004).
7. La cantidad total de N aportado (sin contabilizar los cultivos minoritarios) ha sido ligeramente superior ( $30 \text{ Mg}$  al año) bajo riego por aspersión. Este ligero aumento se asocia con el incremento de la superficie cultivada y la introducción de las dobles cosechas (dos cultivos seguidos en el mismo año hidrológico). Sin embargo, en el Capítulo III se determinó que la masa de  $\text{N-NO}_3^-$  exportada a través de  $\text{B}^{\text{co}}$  de La Violada (Fig. IV.1) había disminuido en  $301 \text{ Mg N-NO}_3^-$  al año para toda la VID lo que indica que, aun aplicando una cantidad mayor de N, el efecto contaminante de la fertilización en la AWUA se ha reducido considerablemente.
8. El uso consuntivo en la AWUA se ha incrementado en  $7 \text{ hm}^3$  al año debido a la mayor  $\text{ET}_{\text{a-AWUA}}$  ( $4 \text{ hm}^3/\text{año}$ ) y a las pérdidas de agua por evaporación y arrastre asociadas a un sistema de riego por aspersión ( $3 \text{ hm}^3/\text{año}$ ).
9. Las eficiencias de uso de agua [respecto al riego (I-WUE) y la  $\text{ET}_a$  (E-WUE)] y del nitrógeno (NUE), indican un mejor aprovechamiento de ambos recursos, en especial en el cultivo del maíz que incrementa las tres eficiencias. Aparentemente la E-WUE acusaría los efectos de la infravaloración de la  $\text{ET}_a$  de los cultivos en riego por aspersión o sobrevaloración en riego por inundación; remarcando la necesidad de una mejora en las estimas de los balances de agua en el suelo de la AWUA.

## IV.5. Bibliografía

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO, Rome, 300, D05109.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2012a. Irrigation management, nitrogen fertilization and nitrogen losses in the return flows of La Violada irrigation district (Spain). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 155, 161-171.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2012b. Three study decades on irrigation performance and salt concentrations and loads in the irrigation return flows of La Violada irrigation district (Spain). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 151, 44-52.
- Brown, L.R., 2006. *Plan B 2.0: Rescuing a Planet under Stress and a Civilization in Trouble*. W. W. Norton, New York, USA, pp. 365.
- Burt, C.M., Clemmens, A.J., Strelkoff, T.S., Solomon, K.H., Bliesner, R.D., Hardy, L.A., Howell, T.A., Eisenhauer, D.E., 1997. Irrigation performance measures: Efficiency and uniformity. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 123, 423-442.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8, 559-568.
- Causapé, J., 2009. Agro-environmental evaluation of irrigation land: II. Pollution induced by Bardenas Irrigation District (Spain). *Agricultural Water Management*, 96, 188-194.
- Contor, B.A., Taylor, R.G., 2013. Why improving irrigation efficiency increases total volumen of consumptive use. *Irrigation and Drainage*, 62, 273-280.
- Craswell, E., Godwin, D., 1984. The efficiency of nitrogen fertilizers applied to cereals in different climates. En: Tinker, P.B., Lauchli, A. (Eds.), *Advances in plant nutrition*. Volume I. Praeger Publishers, New York (USA), pp. 1-55.
- De Liñán, C., 2014. *Vademecum de productos fitosanitarios y nutricionales*. 30<sup>a</sup> ed. Ediciones agrotécnicas, Madrid, pp. 816.
- Deming, W.E., 1966. *Some theory of sampling*. Dover Publication Inc., New York (USA), pp. 595.
- Díez, J.A., Caballero, R., Roman, R., Tarquis, A., Cartagena, M.C., Vallejo, A., 2000. Integrated Fertilizer and Irrigation Management to Reduce Nitrate Leaching in Central Spain. *Journal of Environmental Quality*, 29, 1539-1547.
- García-Garizábal, I., Causapé, J., Abrahao, R., 2012. Nitrate contamination and its relationship with flood irrigation management. *Journal of Hydrology*, 442-443, 15-22.

- Gilbert, R.O., 1987. Statistical methods for environmental pollution monitoring. John Wiley & Sons.
- Iguacel, F., 2006. Estiércoles y fertilización nitrogenada. En: Gobierno de Aragón. Departamento de Agricultura y Alimentación. (Ed.), Fertilización Nitrogenada. Guía de Actualización. Informaciones Técnicas., pp. 53-62.
- INE, 2015. Indicadores económicos agrarios. Precios y salarios agrarios. Serie 2000-2013. Índices de precios pagados por los agricultores por tipo de producto y periodo. Disponible en [www.ine.es](http://www.ine.es). Último acceso Abril 2015.
- Isidoro, D., 1999. Impacto del regadío sobre la calidad de las aguas superficiales del Barranco de La Violada: salinidad y nitratos. PhD Thesis, Univerisidad de Lleida, Lleida, 267 pp.
- Isidoro, D., Quílez, D., Aragüés, R., 2006. Environmental impact of irrigation in La Violada District (Spain): II. Nitrogen fertilization and nitrate export patterns in drainage water. *Journal of Environmental Quality*, 35, 776-785.
- Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., Aragüés, R., 2010a. Irrigation modernization and water conservation in Spain: The case of Riegos del Alto Aragón. *Agricultural Water Management*, 97, 1663-1675.
- Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., Aragüés, R., 2010b. Irrigation Modernization in Spain: Effects on Water Quantity and Quality-A Conceptual Approach. *International Journal of Water Resources Development*, 26, 265-282.
- Li, X., Hu, C., Delgado, J.A., Zhang, Y., Ouyang, Z., 2007. Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in north china plain. *Agricultural Water Management*, 89, 137-147.
- MAPAMA, 2016. Anuarios de Estadística 1995-2015. Disponibles en <http://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/default.aspx>. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA). Ultimo acceso Enero 2017, Madrid.
- Martínez-Cob, A., Bercero, Á., Faci, J.M., 1998. Evapotranspiración y necesidades de riego de los principales cultivos en las comarcas de Aragón. Institución Fernando el Católico, pp. 223.
- Molden, D., 1997. Accounting for water use and productivity. SWIM Paper 1. International Irrigation Management Institute, Colombo, Sri Lanka.
- Moreno-García, B., Guillén, M., Quílez, D., 2017. Response of paddy rice to fertilisation with pig slurry in northeast Spain: Strategies to optimise nitrogen use efficiency. *Field Crops Research*, 208, 44-54.
- Mueller, N.D., Gerber, J.S., Johnston, M., Ray, D.K., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature*, 490, 254-257.

- Payero, J.O., Tarkalson, D.D., Irmak, S., Davison, D., Petersen, J.L., 2008. Effect of irrigation amounts applied with subsurface drip irrigation on corn evapotranspiration, yield, water use efficiency, and dry matter production in a semiarid climate. *Agricultural Water Management*, 95, 895-908.
- Perry, C., 2007. Efficient irrigation; inefficient communication; flawed recommendations. *Irrigation and drainage*, 56, 367-378.
- Perry, C., 2011. Accounting for water use: Terminology and implications for saving water and increasing production. *Agricultural Water Management*, 98, 1840-1846.
- Playán, E., Salvador, R., Faci, J.M., 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, 139-159.
- Playán, E., Slatni, A., Castillo, R., Faci, J.M., 2000. A case study for irrigation modernisation: II Scenario analysis. *Agricultural Water Management*, 42, 335-354.
- Quemada, M., Baranski, M., Nobel-de Lange, M., Vallejo, A., Cooper, J., 2013. Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their effects on crop yield. *Agriculture, ecosystems & environment*, 174, 1-10.
- Quemada, M., Gabriel, J.L., 2016. Approaches for increasing nitrogen and water use efficiency simultaneously. *Global Food Security*, 9, 29-35.
- Sadras, V.O., 2004. Yield and water-use efficiency of water- and nitrogen-stressed wheat crops increase with degree of co-limitation. *European Journal of Agronomy*, 21, 455-464.
- Seckler, D., Molden, D., Sakthivadivel, R., 2003. The concept of efficiency in water resources management and policy. *Water productivity in agriculture: Limits and opportunities for improvement*, 37-51.
- Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Alexander, L.V., Allen, S.K., Bindoff, N.L., Bréon, F.M., Church, J.A., Cubasch, U., Emori, S., Forster, P., Friedlingstein, P., Gillett, N., Gregory, J.M., Hartmann, D.L., Jansen, E., Kirtman, B., Knutti, K.R., Kumar, K., Lemke, P., Marotzke, J., Masson-Delmotte, V., Meehl, G.A., Mokhov, I.I., Piao, S., Ramaswamy, V., Randall, D., Rhein, M., Rojas, M., Sabine, C., Shindell, D., Talley, L.D., Vaughan, D.G., Xie, S.P., 2013. Technical Summary. En: Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (Ed.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Tanner, C., Sinclair, T., 1983. Efficient water use in crop production: research or research? Limitations to efficient water use in crop production, 1-27.

- 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.
- Willardson, L., Allen, R., Frederiksen, H., 1994. Elimination of irrigation efficiencies, USCID 13th Technical Conference, Denver (CO), USA, pp. 17.
- Yagüe, M.R., Quílez, D., 2010. Cumulative and residual effects of swine slurry and mineral nitrogen in irrigate.

## CAPÍTULO V

---

### *SOIL VARIABILITY IN LA VIOLADA IRRIGATION DISTRICT (SPAIN): I DELINEATING SOIL UNITS FOR IRRIGATION*

Jiménez-Aguirre, M.T., Isidoro, D., Usón, A, 2017. Soil variability in La Violada Irrigation District (Spain): I Delineating soil units for irrigation. Geoderma. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.04.025. (In press)



## Capítulo V. SOIL VARIABILITY IN LA VIOLADA IRRIGATION DISTRICT (SPAIN): I DELINEATING SOIL UNITS FOR IRRIGATION

---

### V.1. Introduction

The distribution of soils in the landscape and the variability in soil properties may be explained as the result, among other factors, of the parent materials, climate and land uses (Jenny, 1941); and according to Diek et al. (2014) “The knowledge of the distribution of soils is essential for an understanding of the natural environment”. The hydrologic characteristics and agroecological capabilities in a specific region are affected by these soil properties (Lee and Yang, 2010). Determining the field distribution of soil properties is thus essential for planning new irrigation schemes (usually involving relatively high investments), defining modernization plans for old schemes (FAO 1979; Maletic and Hutchings, 1967), or applying soil water models on irrigated areas.

The soils of semi-arid climates (where irrigation is more widespread) are usually high in gypsum and calcium carbonate, originating from the parent materials or as accumulations in the lower layers. Smith et al. (1986) pointed to the importance of gypsum content in irrigated areas. Although gypsic soils cover a small portion of World’s agricultural lands (Casby-Horton et al., 2015), it is foreseeable that the gypsum irrigated land will increase due to the continuing pressure on soil and water resources in arid lands (Alexandratos and Bruinsma, 2012), calling for a better understanding of soils with high gypsum levels under irrigation.

In Spain, Poch et al. (1998) and Moret-Fernández and Herrero (2015) found that gypsum-rich soils under irrigation tend to have lower water and nutrient retention capacity. Nevertheless, the study and classification of gypsum-rich soils has lagged somewhat behind, and the descriptive terminology used before the Eleventh Edition of Keys to Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2010) had been inadequate for gypsum-rich soils (Casby-Horton et al., 2015). This edition and next (Soil Survey Staff, 2014) introduced taxonomic changes and revised the gypsic horizons nomenclature.

Soil maps synthesize the physical and chemical soil properties by the delimitation of homogenous units properly defined and described. Maps of soil variability distribution should be used in soil management (Fernández-Getino and Duarte, 2015; Iñigo et al., 2012) and should grant full access to information for non-specialists in soil science. Therefore, soil maps are essential tools for running irrigation management models (for improving water use efficiency or helping in the design of modernization plans). Furthermore, the hydrologic characterization of soils is essential for the correct evaluation of irrigation return flows and pollutant loads to water bodies (Dechmi et al., 2013); for understanding the evolution of soil salinity or sodicity (Herrero et al., 2011; Herrero and Pérez-Coveta, 2005; Nogués et al., 2006) and the changes in irrigation water consumption (Barros et al., 2011a; Jiménez-Aguirre et al., 2014a; Nogués and Herrero, 2003); or for establishing the interest or necessity of irrigation modernization for each soil unit included in an irrigation district (Herrero et al., 2007).

Spain has 3.5 Mha of irrigated lands (13% of total agricultural land). The government has designed two National Irrigation Modernization Plans (MARM, 2002, 2006) with the alleged objectives, among others, of saving water and improving water quality. Nowadays, the on-going modernization process of 1.1 Mha is getting ready for evaluation. But, despite the evident utility of soil maps in the evaluation and planning of irrigation practices and irrigation modernization (and other studies), there is a lack of detailed or semi-detailed soil maps with adequate information in Spain (Nogués et al., 2000; Nogués, 2002).

Pilot areas with plentiful, high quality data (irrigation, soil and management practices) should be used to develop accurate tools (models) for the environmental and resource use efficiency evaluation of these modernization actuations. The Violada Irrigation District (VID; Fig. V.1), located in a semi-arid, gypsum-rich region in the Ebro River Basin (northeast Spain) has been recently modernized (2008-09), providing abundant, detailed information on water use in the modernized system. The VID has been subject to more than twenty published studies since the 1980s in regard to crop, fertilizer, irrigation or land management with the drawback that in all of them the water balances and actual evapotranspiration ( $ET_a$ ) calculations (following Feddes and Lenselink, 1994) were based on low detail level soil maps (Torres, 1983) and average soil

properties (Playán et al., 2000), enough for the scarce available information about crop surface, and irrigation volumes before modernization.

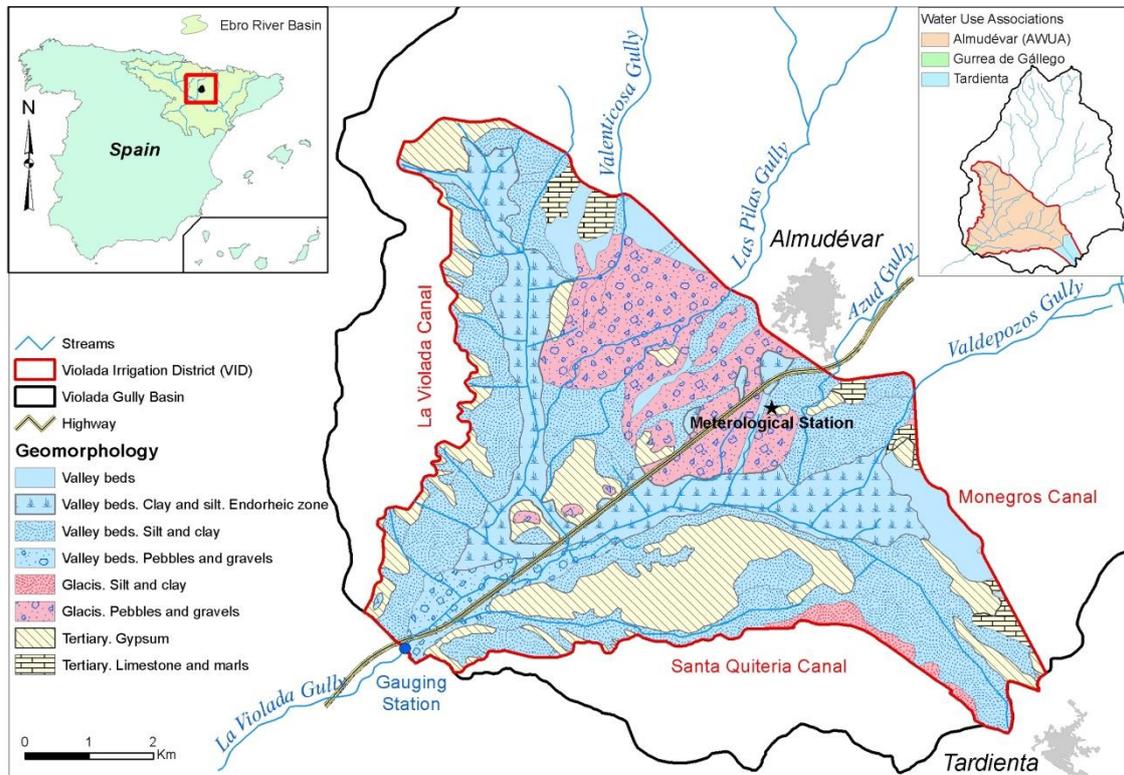


Fig. V.1. Location and simplified geomorphological map of the La Violada Irrigation District (VID) (Source: ITGE, 1995a, 1995b) within La Violada Gully Basin. The Water User Associations and the main gullies in VID are drawn in upper-right corner inset.

After the VID modernization, disaggregated information became available (crop distribution, irrigation practices, and fertilization management) to perform distributed soil water balances over the different soil types (homogeneous zones) and actual crops in each plot, thus leading to better estimates of  $ET_a$ . These estimations may improve the studies performed in the VID and would help the decision-making process in irrigation planning or crop management. They could also be used in setting up distributed models of water movement in the unsaturated zone and ground-water in the VID, or other nearby areas, or other semi-arid areas with similar soil characteristics.

In addition, soil water movement models use hydraulic conductivity, infiltration and soil water retention as essential input data in agricultural, hydrological and environmental studies (Minasny and Hartemink, 2011; Nguyen et al., 2015). The inaccurate estimation of these soil hydrologic properties may influence the outputs of the modeling process and hence the quality of the research. Therefore, these hydrologic properties need to be carefully assessed (Botula et al., 2012; Nguyen et al., 2015; Rawls and Brakensiek,

1989; Tombul et al., 2004; Thony et al., 1991; Valdés-Abellán et al., 2015). The distribution of these properties should be obtained from detailed soil information from soil maps.

The present two-part study focused on establishing the soil hydrologic features in the VID (5234 ha) and their variability over the landscape so that they can be used as an aid in irrigation management (under the new irrigation system) and in the application of distributed soil water models (making use of the distributed information on irrigation and fertilizer application available after the modernization). This work is aimed at improving the soil water balances in the VID, allowing for a comparison of district level water balances and water use before and after the modernization.

The objective of the present paper is to characterize the variability within the VID of the soil properties of major interest for irrigation management. The specific objectives are: (i) to draw (as a required preliminary step) the VID soil map down to family level; (ii) to explain the variability of soil properties in relation to forming processes and parent materials (gypsum and calcium carbonate); and (iii) to map the main soil characteristics related with irrigation management. As a result, the VID soil map and relevant thematic maps will be outlined.

The output of this paper will be the basis for the Chapter VI dealing in depth with the soil hydrologic and salinity features related to the irrigation within the soil units defined in the VID. Additionally, with these results a deeper analysis of salinity and sodicity in the VID will be carried out.

## **V.2. Site description**

The Violada Irrigation District (VID; 5234 ha) is located in the Ebro River Basin, in northeast Spain, between 41° 59'N and 42° 04' N and 0° 32'W and 0° 40' W. The altitude ranges from 345 m above sea level at the gauging station n° 230 (Ebro River Authority) (Fig. V.1) to 414 m at some elevations. The study area comprises the lower reaches of La Violada Gully Basin (19637 ha), upstream of the gauging station. It is contoured by three irrigations canals: Monegros to the northeast, La Violada to the west, and Santa Quiteria to the south. Four gullies originating from the Northern drylands

define the basis of the drainage network in VID, joining to the South of the VID to make up La Violada Gully (Fig. V.1).

### **V.2.1. Climate**

The climate is dry, subhumid and mesothermic. The mean annual precipitation was 458 mm for the period 1964-2014, with a clear decreasing trend (19 mm per decade). The precipitation is concentrated in spring and autumn and is lower in summer and winter. The driest year in this period was 1998 with 228 mm and the wettest 1969 with 819 mm. The mean temperature for the period was 13.5 °C with mean monthly maximum temperature of 30.5 °C and mean monthly minimum temperature of 0.7 °C. The hottest month is July (mean temperature of 22.8 °C) and the coldest is January (mean temperature 5.0 °C). The reference evapotranspiration ( $ET_0$ ; Penman-Monteith) was 1166 mm for the period 1995-2008 (Barros et al., 2011a).

### **V.2.2. Geology and geomorphology**

The Ebro River Basin was formed during the Tertiary as eroded materials from the surrounding mountains deposited around and in the interior sea located in what is currently the center of the basin (Pinilla-Navarro 1968; Quirantes, 1978). The evaporation from the sea under very hot conditions led to the precipitation of calcite and gypsum and finally halite to the center of the Basin. The Quaternary relief consists mainly of alluvial deposits formed after the opening of the ancient sea to the Mediterranean.

The Violada Gully Basin is located in the middle reaches of the Ebro River Basin and presents extensive gypsum and carbonate deposits in the higher areas. Upstream of the gauging station, the basin is divided in two parts by the Monegros Canal (Fig. V.1). The north-dryland part is dominated by Tertiary calcareous rocks and clay, with fine Quaternary materials at the valley fills (alluvial deposits of sand, clay and silt along the four principal gullies: Azud, Las Pilas, Valdepozos and Valenticosa). The VID is located south of the Monegros Canal, the main materials are Quaternary clays and silts along the valley beds with some Tertiary calcite and gypsum on the heights (ITGE 1995a, 1995b).

Three geomorphological areas can be defined in VID (Fig. V.1): (1) Valley beds associated with the principal creeks that drain to the gauging station and occasionally with wide waterlogged areas due to irrigation (Trébol, 1988); (2) Glacis and alluvial fans west and south of the town of Almodévar, characterized by calcareous gravels with sandy matrix and calcareous cement and gypsum particles; (3) Residual finger-like highlands formed over Tertiary gypsum materials in west VID (along La Violada Canal) and over the southern highlands dominated by massive gypsum sometimes crystallized forming nodules interspersed with sand and gypsiferous silt. Other Tertiary residual areas are conformed by sediments of limestone and marl loam along Monegros Canal and over the little hillocks distributed on a line from north-east to south-west along the highway crossing the district.

### **V.2.3. Irrigation system**

The VID covers 5234 ha (3985 ha irrigated in 2014), 92% under modernized sprinkler irrigation and 8% under traditional surface irrigation. There are three Water User Associations (WUA) on VID (Fig. V.1): the Almodévar Water User Association (AWUA) with practically its entire surface (98%) inside the VID and contributing to 92% of VID's irrigated surface; and Tardienta and Gurrea de Gállego WUA (7% and 1% of VID irrigated area respectively).

Since the Monegros Canal was built in the 1920's (until 2008-2009, when the AWUA was modernized), the three WUA have operated flood irrigation systems. The irrigation establishment brought along deep changes in topography, soil-water relationships, vegetation, and agrarian landscape, as well as new infrastructures (roads, pathways, canals, and ditches) (Torres, 1983). The beginning of irrigation evidenced the difficult drainage conditions of the district (derived from the semi-endorheic conditions of the area) and led to the installation of sub-surface drainage systems in the 1940's (de los Ríos, 1966) that many farmers have been complementing in their own plots until now.

The AWUA was modernized to pressurized irrigation in 2008-09, leading to a sharp decrease in outflow and to an improvement in agronomic efficiencies and in the quality of the irrigation return flows (Jiménez-Aguirre et al., 2014a, 2014b). Also, the irrigation modernization implied additional changes on topography (terrace removal) and agrarian landscape (land consolidation), and new infrastructures: construction of the new

elevated Violada Canal (in 2002), burying of secondary drainage ditches and building of new roads. The other two WUA's maintain their traditional surface irrigation systems.

In the new AWUA irrigation system, water is delivered from five reservoirs to each hydrant and the irrigation in each hydrant is controlled through telecontrol software. This software allows for retrieving actual irrigation information (day, time and volume) applied at hydrant (almost plot) level.

#### V.2.4. Previous soil studies in the area

Torres (1983) made a soil map of VID (Fig. V.2) system with a low sampling intensity (10 pits for 5234 ha, two of them outside the VID) and supported in low-scale information.

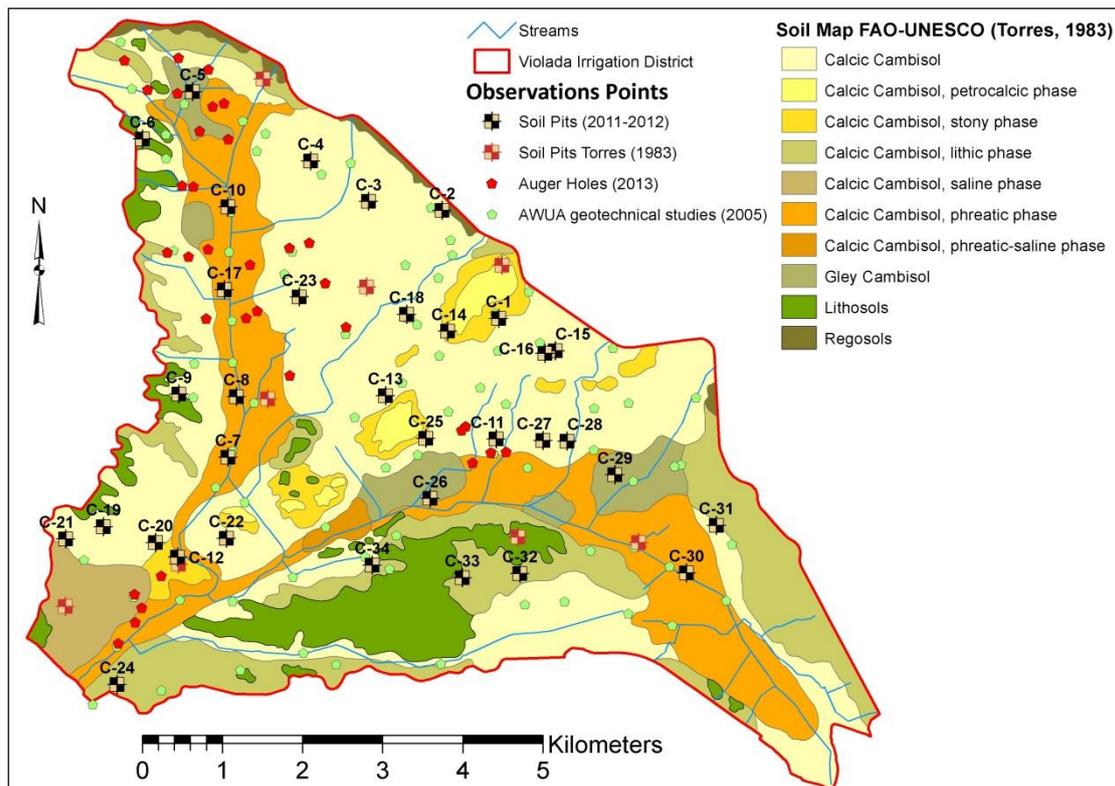


Fig. V.2. Distribution of all observations used for the soil map in the Violada Irrigation District: 34 Soil pits done in 2011-12, 32 auger holes (2012-13), 10 previous soil pits (Torres, 1983), and 79 observations from two AWUA geotechnical studies (TerraControl, 2005a, 2005b); over the Soil Map of the Violada Irrigation District made by Torres (1983) according to the FAO classification system.

Four soil units were defined under the FAO soil classification system in use in the date (FAO-UNESCO 1974): Lithosols, Regosols, Calcaric Cambisols, (with 6 different phases: Petrocalcic, Stony, Lithic, Saline, Phreatic and Phreatic saline) and Gley

Cambisol. With the available information, the soils lie in the same classes under the revisited World Reference Base for Soil Resources (WRB; IUSS Working Group WRB, 2015). Additional soil information for particular plots was collected by Campillo (1987), Esquisábel (1987), and Trébol (1988) for analyzing nutrient and energy fluxes on the main crops.

Slatni (1996), Faci et al., (2000) and Playán et al. (2000) measured the soil water retention properties (FC, and WP) in 92 points [one compound sample (0-1.2 m) per point] scattered throughout the AWUA. The methodology followed did not account for the high gypsum content in VID and may have resulted in overestimation of the water holding capacity of the soils (Artieda et al., 2006; Herrero et al., 2009).

The combination of this information allowed Isidoro (1999) and Isidoro et al. (2004) to define 5 hydrological homogeneous soil classes aggregated by FC, WP and soil depth, to calculate soil water balances from 1995 to 1998. Later, Barros et al. (2011a) checked that the balance results with the five-class disaggregation of the VID were not different from the results using average soil hydrological values for the whole VID, because the water balances were made with the same irrigation practices and crop distribution for the 5 classes except for the lower Available Water Capacity (AWC) class. Barros et al. (2011a) also extended the soil water balances from 1995 to 2008. The results were the basis for the water balance studies in VID (Isidoro, 1999; Isidoro et al., 2004; Barros et al., 2011a, 2011b).

### **V.3. Materials and Methods**

From November 2011 to April 2012, thirty-four georeferenced pits were opened by a backhoe down to 2 meters, impenetrable layer, or phreatic level (Fig. V.2). The pit locations were chosen by relief stereoscopic photo-interpretation using the element analysis method developed by Buringh (1960) with aerial photographs, scale 1/33000. This analysis was supplemented with the old soil maps information (Torres, 1983) and the geologic and geomorphological maps (ITGE, 1995a, 1995b). The pits were labelled with the letter “C”.

The environmental and physiographic characteristics, location on the local landscape, vegetation, and anthropogenic factors from the 34 pits were described and recorded. The

genetic horizons were morphologically defined following the criteria SINEDARES from the manual of Edaphological and Agronomical Information System (CBDSA, 1983) of the Ministry of Agriculture of Spain. One disturbed sample per horizon was taken, identified, photographed, dried at ambient temperature and sieved through 2 mm mesh for laboratory analysis.

Texture was determined on the fine fraction by the pipette method (Soil Survey Staff, 2011) into the clay (particles with diameter  $<0.002$  mm), silt (between 0.002-0.05 mm) and sand (0.05-2 mm) fractions. Calcium carbonate equivalent (CCE) was measured using a Bernard calcimeter. The gypsum content (GC) was determined according to the method proposed by Artieda et al. (2006). Organic matter (OM) was determined by Walkley-Black method. Field capacity (FC) and wilting point (WP) were measured using the Richard membrane (Soil Moisture Santa Bárbara, California) drying the sample at 105°C (48 hours) or 40°C (5 days) if the sample had gypsum (Artieda et al., 2006; Herrero et al., 2009). The pH was measured in a 1:2.5 soil:water suspension and the soil electrical conductivity in the soil extract 1:5 ( $EC_{1:5}$ ). The electrical conductivity ( $EC_e$ ) and the concentration of the main ions were measured in the saturated paste extract and the Sodium Absorption Ratio ( $SAR_e$ ) calculated (USSLS, 1954).

A total of 110 samples were analyzed and 54 non-disturbed samples were taken for measuring the bulk density. These samples were collected in 98 cm<sup>3</sup> cylinders, dried at 105°C during 48 hours (or 40°C during 5 days if gypsum present) and weighted before and after drying.

The soil profiles were classified according to the *Keys to Soil Taxonomy* (Soil Survey Staff, 2014), down to family level. Due to the original materials in the VID, the main characteristic at subgroup level was the presence of calcium carbonate and gypsum secondary accumulations in deep horizons (Inceptisols order) as well as cementation processes. For the Entisol order the distinctive character was the presence of a fluventic horizon. The subgroups were labelled with capital letters (A to E). The particle-size class at the control section (from the bottom of the A horizon to 100 cm deep) was used to differentiate at the family level. The different Particle Size Families established were identified by numbers (1 to 6): the higher the number, the coarser the particle size. If dissimilar characters, too small to be delineated separately, but useful in irrigation

management were found, phases or inclusions were defined following *Soil Survey Manual* (Soil Survey Division Staff, 1993).

The soil unit delimitation was made with the information obtained by relief stereoscopic photo-interpretation of the aerial photographs and used to draw the preliminary boundaries. Thirty-two auger holes (Fig. V.2) were opened and georeferenced to help delineate the unit boundaries and to obtain further descriptive information and additional laboratory determinations (FC and WP). All that information, combined with the previous soil map of Torres (1983) and two geotechnical studies (79 observations points) (TerraControl, 2005a, 2005b) made for the AWUA Modernization Project, had been used to refine soil unit boundaries. The results were integrated on a Geographical Information System using the software ArcGIS Desktop 10.3 to delineate the soil map and elaborate thematic maps (calcium carbonate, gypsum and organic matter) for each soil horizon.

The differences in the main parameters (texture, calcium carbonate, gypsum, field capacity, wilting point, organic matter) among the defined groups or at different depths related to the master horizon were tested through an analysis of the variance (ANOVA), with the group or horizon means compared by the Least Significant Difference (LSD) test. Also, a Factor Analysis was performed on the observations of each horizon defined in each pit using as variables the FC and WP; the clay, silt, and sand fractions; and the CCE, GC, and OM. The variables were standardized so that they had the same weight in the factor definition process. The main principal components selected were rotated by the varimax method to achieve mutually independent (orthogonal) factors (Harman, 1967).

#### **V.4. Results and Discussion**

The VID soils present little or no edaphic-development (inceptisols or entisols). The main pedogenic process identified were carbonation (and cementation), gypsification and to a lesser extent, gleyfication. Carbonation was evident by CCE over 40% in whole VID and by the presence of secondary  $\text{CaCO}_3$  accumulations (nodules, pseudomycelia and pendant were found). The high levels of GC over 60% in some horizons and the presence of gypsum secondary accumulations pointed to gypsification processes. The

texture of the soils in VID was generally fine and high in silt, particularly in the deeper horizons (horizon B had around 60% of silt on 77% of the VID surface).

The soils in VID were classified into five subgroups according to the Soil Taxonomy classification (Soil Survey Staff, 2014): Typic Calcixerept (A), Petrocalcic Calcixerept (B), Gypsic Haploxerept (C), Typic Xerorthent (D), and Typic Xerofluvent (E) (Fig. V.3; Table V.1). The most prevalent subgroup was the Gypsic Haploxerept followed by Typic Xerorthent.

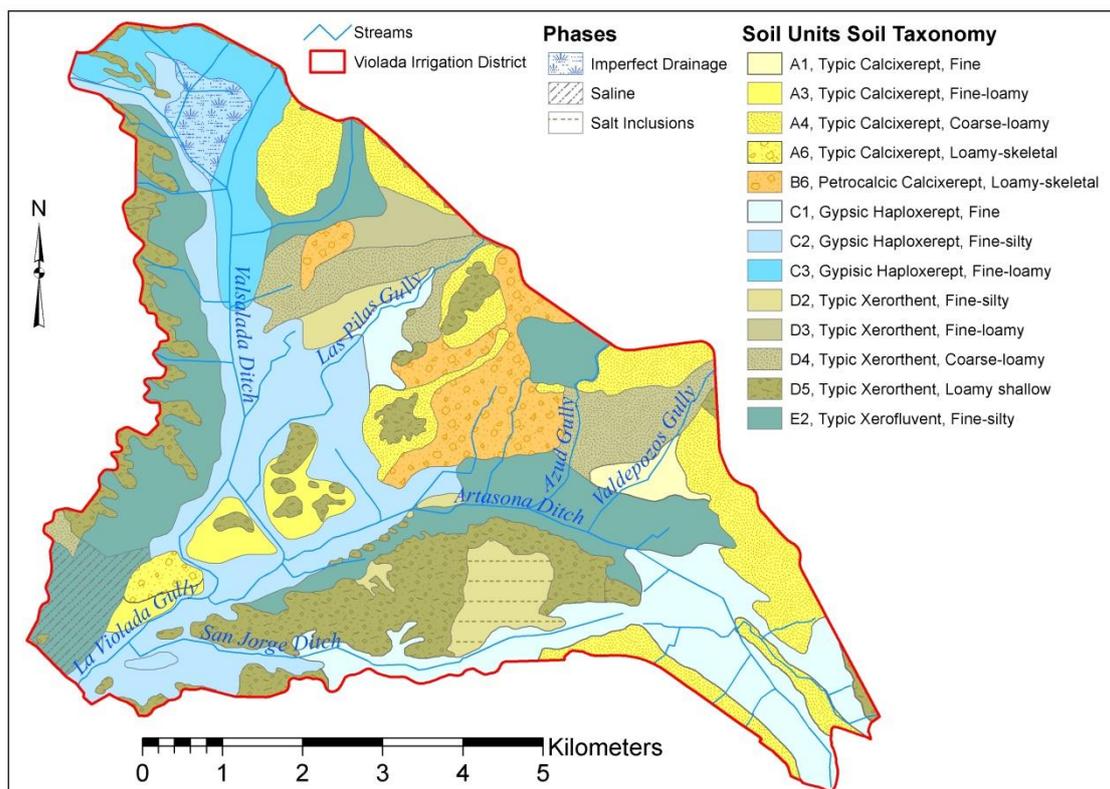


Fig. V.3. Soil Map of La Violada Irrigation District (VID), classified down to the family level (Soil Taxonomy; Soil Survey Staff, 2014) and drainage ditches in the irrigated area.

In the same way, six particle size families were defined: Fine (1), Fine-silty (2), Fine-loamy (3), Coarse-loamy (4), Loamy (shallow soils) (5) and Loamy-skeletal (6). The prevalent family was Fine-silty, followed by the Coarse-loamy. Some soils at the gypiferous heights were shallow due to the absence of a B horizon and the slight depth to the C horizon, but within the Loamy family. The coarser particle size family found was Loamy-skeletal southwest of the town of Almodévar. The combination of soil classification subgroups and families outlined the soil map of VID with 13 soil taxonomic units (Fig. V.3; Table V.1).

Table V.1. Surface area in hectares (and percentage of the VID) of the subgroups (A: Typic Calcixerept, B: Petrocalcic Calcixerept, C: Gypsic Haploxerept, D: Typic Xerorthent and E: Typic Xerofluvent) and particle size families [1: Fine, 2: Fine-silty, 3: Fine-loamy, 4: Coarse-loamy, 5: Loamy (shallow soils) and 6: Loamy-skeletal] defined at the Violada Irrigation District. The dominant units are highlighted.

Subgroup	Particle Size Family													
	1		2		3		4		5		6			
	ha	(%)	ha	(%)	ha	(%)	ha	(%)	ha	(%)	ha	(%)		
<b>A</b>	859	(16)	56	(1)			127	(2)	638	(12)		38	(1)	
<b>B</b>	308	(6)										308	(6)	
<b>C</b>	1794	(34)	586	(11)	<b>946</b>	(18)	263	(5)						
<b>D</b>	1317	(25)		196	(4)	67	(1)	339	(6)	714	(14)			
<b>E</b>	955	(18)			<b>955</b>	(18)								
<b>Total</b>	<b>5234</b>		642	(12)	2097	(40)	457	(9)	977	(19)	698	(13)	346	(7)

The more extended, representative soil units in VID were Typic Xerofluvent Fine-silty (E2; 955 ha, 18% of the total area) and Gypsic Haploxerept Fine-silty (C2; 946 ha, 18%), and were very similar in their profile description and properties. C2 and E2 together covered 1901 ha (36% of VID area) at the valley bottoms and represented the main share of the irrigated area. The difference between these two units was the absence of a gypsic horizon in the unit E2.

#### V.4.1. Description of the subgroups

Table V.2 summarizes the description of the soil subgroups in the VID. The Calcixerept subgroups (A and B) were found on the glacis and alluvial fans in the northeast of VID along the Monegros Canal, and on the hillocks along the north side of the highway. Gypsic Haploxerept (C) is the greatest soil subgroup in surface area together with the Typic Xerorthent (D). C was found at the valley bottoms all along the Valsalada Ditch and the lower reaches of Las Pilas Gully and Artasona and San Jorge ditches (Fig. V.3). The D subgroup was located in two different areas: (i) Tertiary residual soils: the finger-like highlands along the Violada Canal, the southern highlands of VID, and the linear calcareous hillocks along the highway, and (ii) as elevated areas inside the glacis southwest of Almudévar. The fifth group is the Typic Xerofluvent (E) located at some valley bottoms (next to the Monegros Canal and Artasona ditch) and at La Violada Canal colluvial slopes in the west.

Table V.2. Descriptions of the subgroups described in the VID.

		<b>Typic/Petrocalcic Calcixerept (A/B)</b>	<b>Gypsic Haploxerept (C)</b>	<b>Typic Xerorthent (D)</b>	<b>Typic Xerofluvent (E)</b>	
<b>Location</b>		Glacis Alluvial fans Hillocks	Valley bottoms	Highlands Hillocks	Valley bottoms Colluvial slopes	
<b>Particle size</b>		Fine Fine-loamy Coarse-loamy Loamy skeletal	Fine Fine-silty Fine-loamy	Fine-silty Fine-loamy Coarse-loamy Loamy Shallow	Fine-silty	
<b>Drainage</b>		Good exc. fine class	Good with exceptions	Good or moderate	Moderate	
<b>Hor. sequence</b>		A-Bk(m)-(C)	A-Bw-C	A-Bw/By-C	A-Bw-C/Cy	
<b>Soil depth</b>		>1.00 m exc. skeletal soils (0.70 m)	> 1.20 m	> 1.00 m exc. D5 (0.50 m)	> 1.50-2.00 m	
<b>Horizon lower limit range</b>	<b>A</b>	0.30 – 0.50 m	0.15 – 0.55 m	0.15 – 0.50 m	0.35 – 0.45 m	
	<b>B</b>	0.70 – 1.65 m	0.65 – 1.70 m	0.25 – 1.10 m	0.90 – 2.00 m	
	<b>C</b>	1.35 – 1.50 m	> 1.7 m	1.00 – 1.50 m	> 1.40 m	
<b>CaCO<sub>3</sub> equivalent</b>		Very high	High	High	High	
<b>CaCO<sub>3</sub> accumulations</b>		Nodules Pseudomicelya Pendants	--	--	--	
<b>Gypsum content</b>		Low	High	Medium-high	Low	
<b>Gypsum accumulations</b>		Deep nodules	Vermiform	Superficial or deep vermiform	Very deep nodules and vermiform	
<b>Dissimilar characters (pit soil)</b>			Low drainage (C-5)	Salt inclusions (C-32) Saline phase *	Buried soils (C-19)	
<b>Saturated soil paste extract</b>	<b>Horizon</b>	<b>A</b>	1.90	2.27	4.38	1.70
	<b>EC<sub>e</sub> (dS/m)</b>	<b>B</b>	2.31	2.58	4.87	2.33
		<b>C</b>	3.03	2.82	2.77	3.58
		<b>A</b>	1.02	0.60	2.76	0.63
	<b>SAR<sub>e</sub> (mmol/l)<sup>1/2</sup></b>	<b>B</b>	1.65	0.65	4.63	0.81
		<b>C</b>	1.59	0.49	--	1.10

\*In Torres (1983)

Four dissimilar characters were found: (i) imperfect drainage phase (gleying) in the northwest of the VID (C2 unit; soil pit C-5; Fig. V.2) was evidenced by redox processes (red and black spots in the soil matrix); (ii) salt inclusions at the gypsum southern highlands (D2 unit; pit soil C-32:  $EC_e$  of 23.0 dS/m for the A horizon and 12.9 dS/m for the B horizon, with evidences of salinity on cereal development); (iii) saline phase (E2 unit) at southwest VID [ $EC_e$  at the B horizon of 9.9 dS/m (Torres, 1983)]; and (iv) buried soil (E2; pit soil C-19; Fig. V.2) due to the recent AWUA modernization works.

#### **V.4.2. Soil variability within VID**

##### *Calcium carbonate equivalent and Gypsum content*

The analysis of the variance showed no significant differences in CCE ( $p>0.05$ ) between horizons. Fig. V.4a shows the high levels of CCE in all the horizons. The maximum level (61.4%) was found in the unit A4 (B horizon) and the minimum (14.8%) in the C3 unit (C horizon). There were significant differences ( $p<0.001$ ) in GC between horizons. The GC (Fig. V.4b) increased with depth (except in the D subgroup due to the high surface GC in D4 and D5 units), reaching a maximum of 57.2% in the C horizon of a pit in the C2 unit.

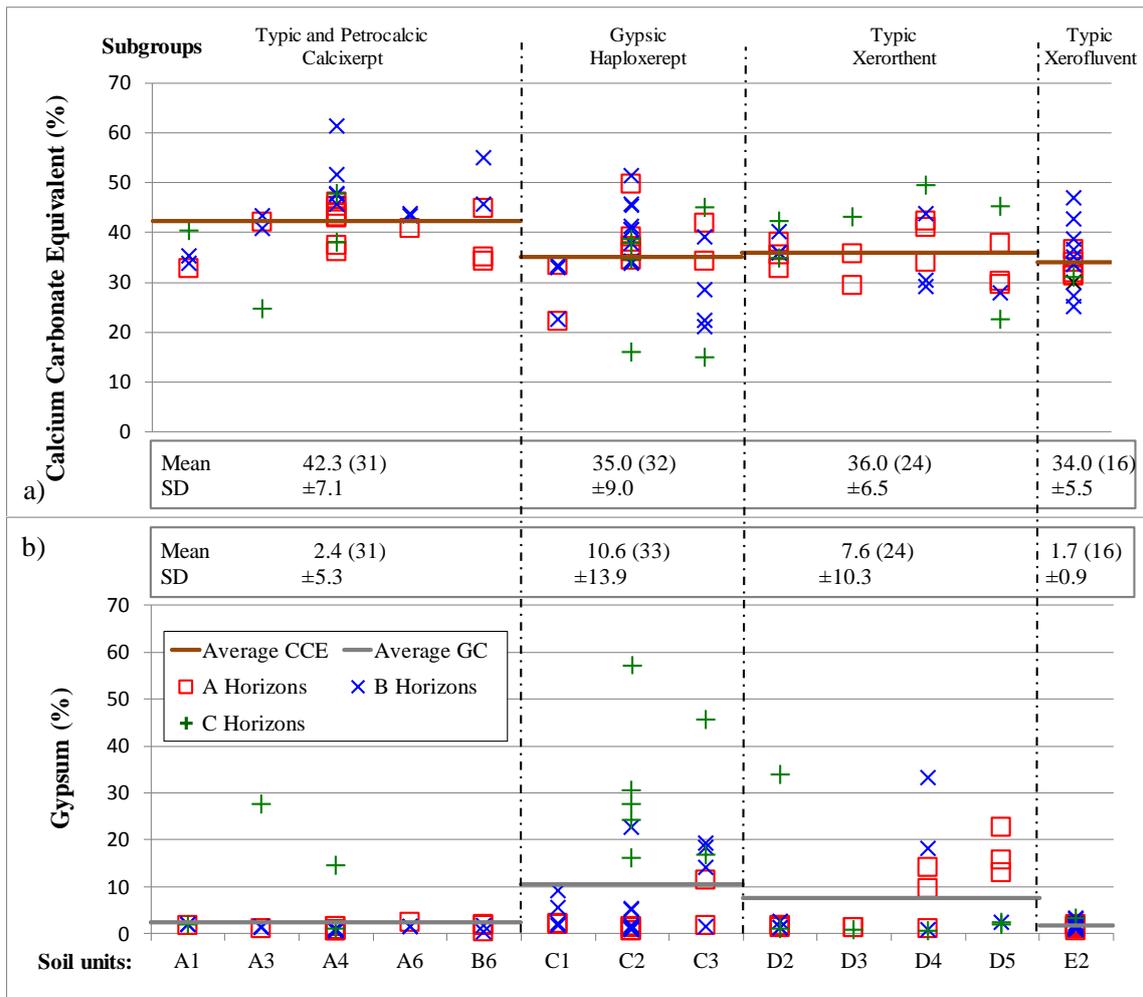


Fig. V.4. Calcium carbonate equivalent (a) and Gypsum content (b) distribution for all the samples at family level. Table inset: mean, standard deviation (SD) and number of samples (N) in each subgroup.

### Texture and Bulk density

The ANOVA (for the individual factors subgroup and horizon and for both factors combined) showed no significant differences in texture ( $p > 0.05$ ) between horizons, which means that there were no changes in the sand, silt and clay content with depth (Fig. V.5a); but showed highly significant differences ( $p < 0.01$ ) between the subgroups (Fig. V.5b; Table V.3). Although the silt fraction was the main fraction to all VID soils, Typic Calcixerpt (A) and Petrocalcic Calcixerpt (B) had sandier texture (over 30% sand fraction and close to the silt percentage) than the other subgroups; whereas the Gypsic Haploxerept (C), Typic Xerorthent (D) and Typic Xerofluvent (E) presented higher values of silt content (over 50%) compared to sand and clay (around 20%; Fig. V.5).

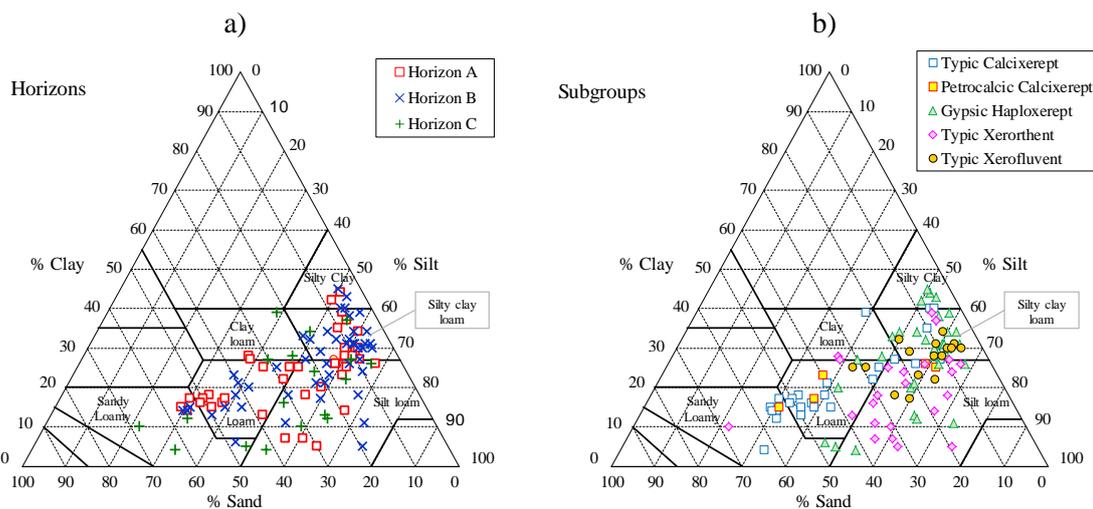


Fig. V.5. Texture triangles by horizons (a) and by subgroups (b) of all samples.

The average bulk density was 1.50 g/cm<sup>3</sup> for A horizons (1.39 g/cm<sup>3</sup> for the uppermost A sub-horizon and 1.55 g/cm<sup>3</sup> for the deeper A sub-horizon when differentiated), 1.54 g/cm<sup>3</sup> for B horizons and 1.43 g/cm<sup>3</sup> for the C, without significant differences between the A and B horizons (with enough data for comparison) but with significant differences between B and C horizons (with the few C horizon samples available for comparison). The slight increase in bulk density from A to B and the decrease to C along with the high bulk densities found in the whole profile, point to an initial process of compaction. No significant differences between the subgroups or particle size families were found. The high bulk density for all horizons seems to point to a process of compaction, possibly due to trafficking and mechanization (that may be worsened by the limited drainage of some areas; Porta et al., 1994) or induced by the 60-year long surface irrigation in VID.

Table V.3. Average sand, silt and clay fractions and, textural class for the five soil subgroups described in VID. Different letters show significant differences between subgroups by the LSD method test ( $P < 0.05$ ).

SUBGROUP	Sand	Silt	Clay	Textural Class
A: Typic Calcixerept	38.7 a	40.8 a	20.5 a	Loam
B: Petrocalcic Calcixerept	33.5 ab	45.2 a	21.3 ab	Loam
C: Gypsic Haploxerept	16.1 c	56.4 b	27.5 b	Silty-clay-loam
D: Typic Xerorthent	24.1 bd	56.2 b	19.7 b	Silty-loam
E: Typic Xerofluvent	15.2 cd	57.8 b	27.0 b	Silty-clay-loam

### *Soil Properties*

The variability of soil properties in VID was explained by the factor analysis performed on field capacity (FC), wilting point (WP), percentage of sand and silt (clay excluded to avoid co-linearity), GC, CCE and OM content. This analysis showed that the 86.4% of the variability was related to three independent factors, linked to (1) texture, (2) chemical properties and (3) organic matter.

The first factor (accounting for 50.4% of the variance) was related positively to FC, WP and silt and negatively to sand (Table V.4); therefore it was labelled “Texture Factor”, taking high positive values in the finer-textured samples, and being negative in the coarser-textured samples. The second factor (Carbonates-Gypsum Factor; 22.7% of the total variance) was found positively correlated to gypsum, and negatively to calcium carbonate, showing that samples high in gypsum were generally low in calcite and vice versa. Finally, the third factor (OM Factor; 13.3% of the variance) was strongly correlated only to OM, showing that the OM content was independent of the textural or chemical properties of the samples.

*Table V.4. Correlation coefficients between the soil properties and factors.*

<b>SOIL PROPERTY</b>	<b>Texture Factor</b>	<b>Carbonates-Gypsum Factor</b>	<b>Organic Matter Factor</b>
Sand	<b>-96.5</b>	6.2	-6.1
Silt	<b>85.9</b>	25.0	-12.9
Field Capacity (FC)	<b>89.3</b>	5.4	30.8
Wilting Point (WP)	<b>81.2</b>	-6.3	43.0
Calcium Carbonate Equivalent (CCE)	-28.0	<b>-82.7</b>	-18.0
Gypsum (GC)	-16.4	<b>89.0</b>	-21.7
Organic Matter (OM)	12.6	-2.7	<b>93.4</b>

The average values of the first two factors for the horizons of each soil subgroup are presented in Fig. V.6. Deep horizons had higher gypsum content (except for the Typic Xerorthent subgroup with very similar contents in all horizons). This relationship was especially evident for the Gypsum Haploxerept subgroup and to a lesser extent Typic Calcixerept subgroup (where gypsum was minimum for the B horizons, increasing again in the Cs). On the other hand, Calcixerept subgroups (Typic and Petrocalcic) have shown coarser textures (lower water retention capability) and low gypsum content. The

low variability between the horizons in the Typic Xerofluvent subgroup was also evident, with texture, GC and CCE constant down the profile.

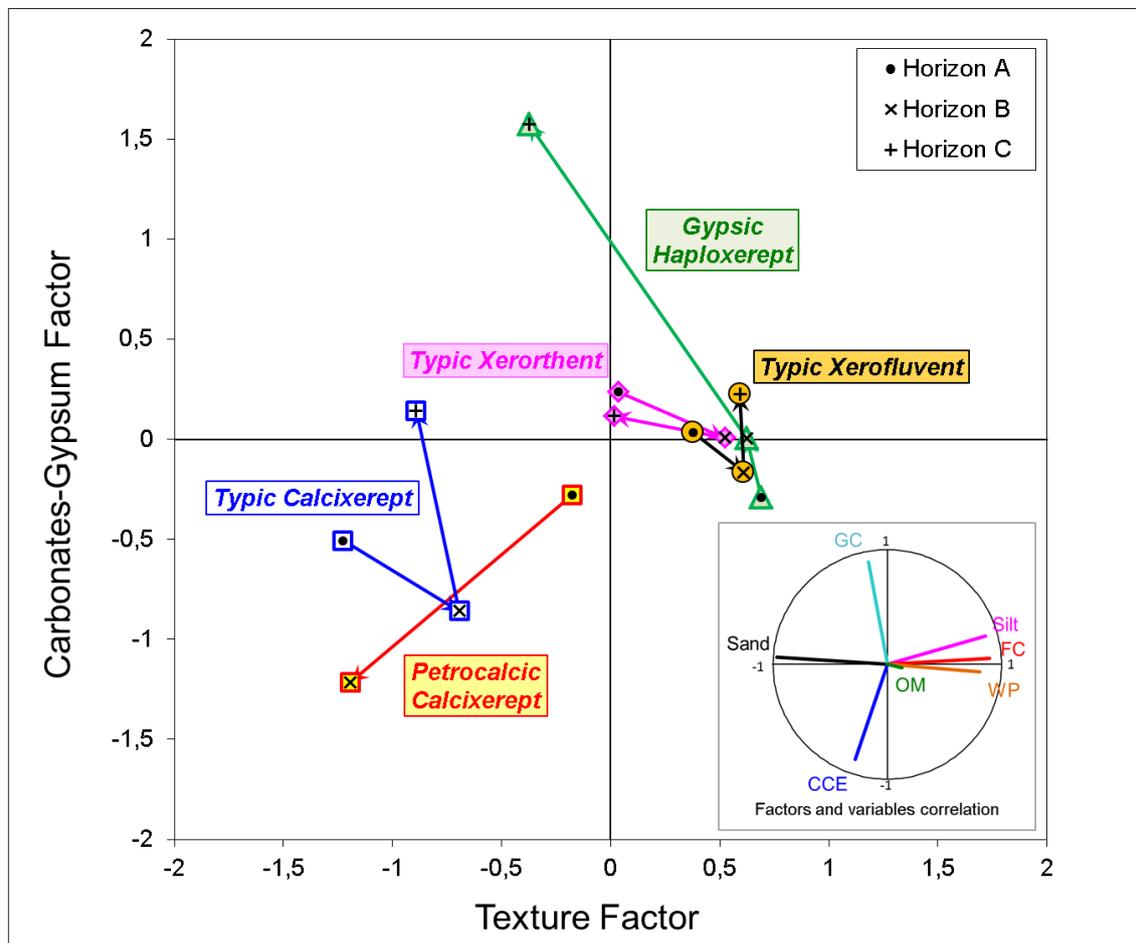


Fig. V.6. Average scores of each horizon in the soil subgroups identified in the VID in the two first factors. Arrows show the sequence of horizons in each subgroup. The circle at the bottom-right corner (radius 1) shows the coefficients of correlation of the variables used in the analysis with the two first factors.

### V.4.3. Thematic maps

#### *Particle Size families map*

The map of the particle size families at VID is showed in Fig. V.7. The “fine” classes (Fine, Fine-silty and Fine-loamy) were dominant and spread mainly along the valley bottoms: Fine-silty was the major particle size class, covering 40% of the VID surface (Table V.1), along Valsalada and Artasona ditches; the Fine class represented the 12% of the area, (on the headwaters of the Artasona Ditch and along San Jorge Ditch); and the Fine-loamy class was defined on 9% of the area (upper reaches of Valsalada Ditch and other lowlands in the north of VID). Together, the fine classes spread over almost two thirds (61%) of the VID.

The second class in importance (19%) was the Coarse-loamy. It was associated to the Calcixerepts and Xerorthents located at the glacis and at the slopes of the Tertiary residual hillocks along the highway.

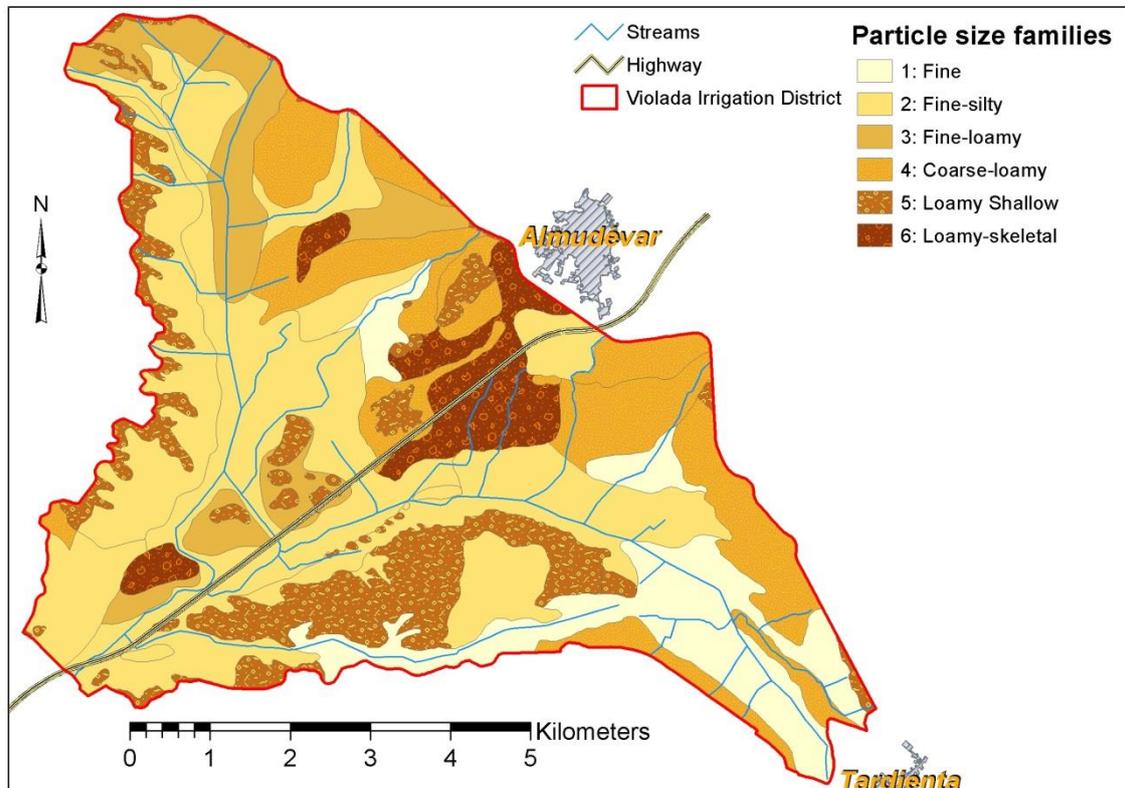


Fig. V.7. Map of particle size families in the Violada Irrigation District.

The higher zones presented the coarser classes: Loamy (shallow soils) (13%; on top of the Tertiary residual hillocks) and Loamy-skeletal, the coarsest class, located on the glacis SE of Almudévar (7%). These areas were evidenced in the field by more coarse elements and crushed stones.

Due to the prevalence of the fine classes, the tillage at VID is not difficult except on the coarser classes. Coarser soils were often dedicated to fruit trees and non-irrigated crops (Torres, 1983), or even used as quarries (Loamy-skeletal zone). On the other hand, these fine classes can also produce some tillage problems after heavy rains, as was observed during the field works, and often have difficult drainage in the lower lying areas, requiring an artificial drainage network (Isidoro, 1999; Torres, 1983).

### Calcium carbonate equivalent and Gypsum content maps

The CCE, GC and OM over the VID and their evolution with depth (A, B and C horizons) are showed in Fig. V.8. The whole VID had high levels of CCE over 27.7% (Fig. V.8abc). The distribution of the surface CCE (A horizon; Fig. V.8a) was very homogenous, likely due to the  $\text{CaCO}_3$  mobilization to lower layers. On the other hand, big differences in CCE appeared at the B horizons (Fig. V.8b) as  $\text{CaCO}_3$  precipitated and accumulated at different rates in different soil units. The highest CCE's (50.7 and 50.3%) were found on the glacia close to Monegros Canal (Calcixerepts: soil units A4 and A6, respectively) they also correspond with the coarsest particle size families. High carbonate levels in the B horizon (41.1%) were also found along the Valsalada Valley, on the Gypsic Haploxerept Fine-silty unit (C2). The C horizons (Fig. V.8c) presented lower CCE except for the Xerorthent units (D2; D3 and D4) likewise located at the glacia and along the Monegros Canal.

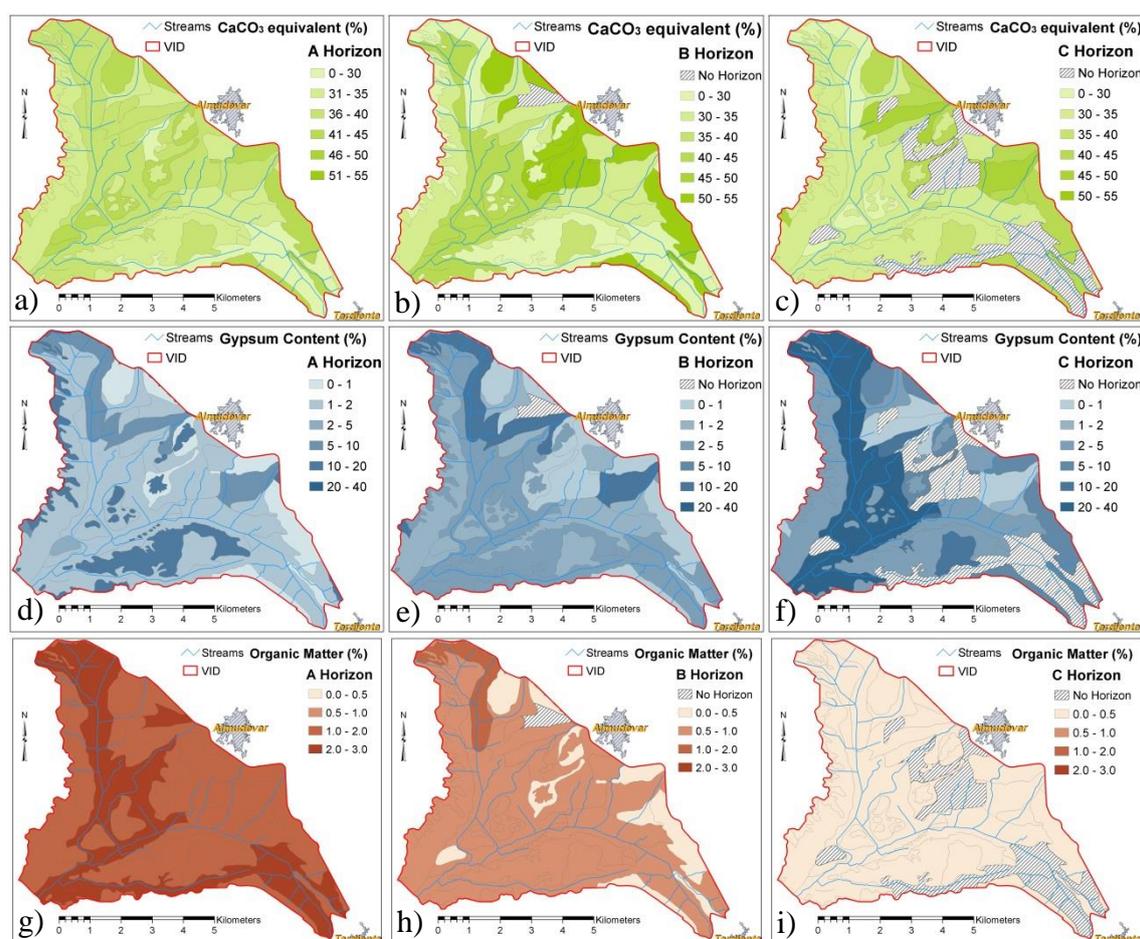


Fig. V.8. Maps of calcium carbonate equivalent (CCE), gypsum content (GC) and organic matter (OM) for each soil horizon over the Violada Irrigation District.

The distribution of GC was in opposition to CCE, as indicated by the factor analysis too. Surface gypsum presented big differences (Fig. V.8d), from 17.0% to 0.8%. About 74% of the VID surface was low or medium-low (less than 2%). High values of gypsum appeared on shallow soils (D5) with coarser particle size classes (not skeletal) at the heights (along Violada Canal, and on the Tertiary hillocks along the highway and in south VID) usually as gypsum stones or outcrops. The highest value in an A horizon, found in the Typic Xerorthent Loamy (shallow) soil unit (D5), corresponded with one of lowest CCE (Fig. V.9). The GC increased in the B horizon (13.2 % in C3 and 17.3% in D4) (Fig. V.8e) except in the Calcixerept units, where GC remained similar to the A horizon or decreased slightly. The GC increased clearly in the C horizons (Fig. V.8f), (average 31.1% in C2 and C3) reaching maximum levels of 57.2% at one C2 pit (Fig. V.4), while the CCE decreased to around 30% in the same units, the lowest in VID.

### *Organic Matter Content map*

The OM was low (2-3%) on surface horizons (Fig. V.8g) and lower, even negligible, for B and C horizons (Fig. V.8h and i). In the surface horizons, the Gypsic Haploxerept Fine unit (C1) presented the highest OM (2.6%), the rest of Gypsic Haploxerept units (C2 and C3) and Typic Xerorthent Fine-silty and Fine-loamy (D2 and D3) also had values over 2% (Fig. V.9c). These units (that corresponded to the valley bottoms) presented hydromorphic evidences (bad drainage, redox spots and grey soil color) and these conditions may have inhibited the organic matter mineralization and caused higher OM contents.

The subsurface horizons presented lower OM, especially in some Typic Calcixerepts units (A1, A4 and A6). Fig. V.9c shows the abrupt OM decline from these units as compared to others. The units D2 and D4, showed the same change in OM. All of them had high CCE which favored OM mineralization, although the factor analysis has shown the independence between the OM factor and the Carbonates-Gypsum factor.

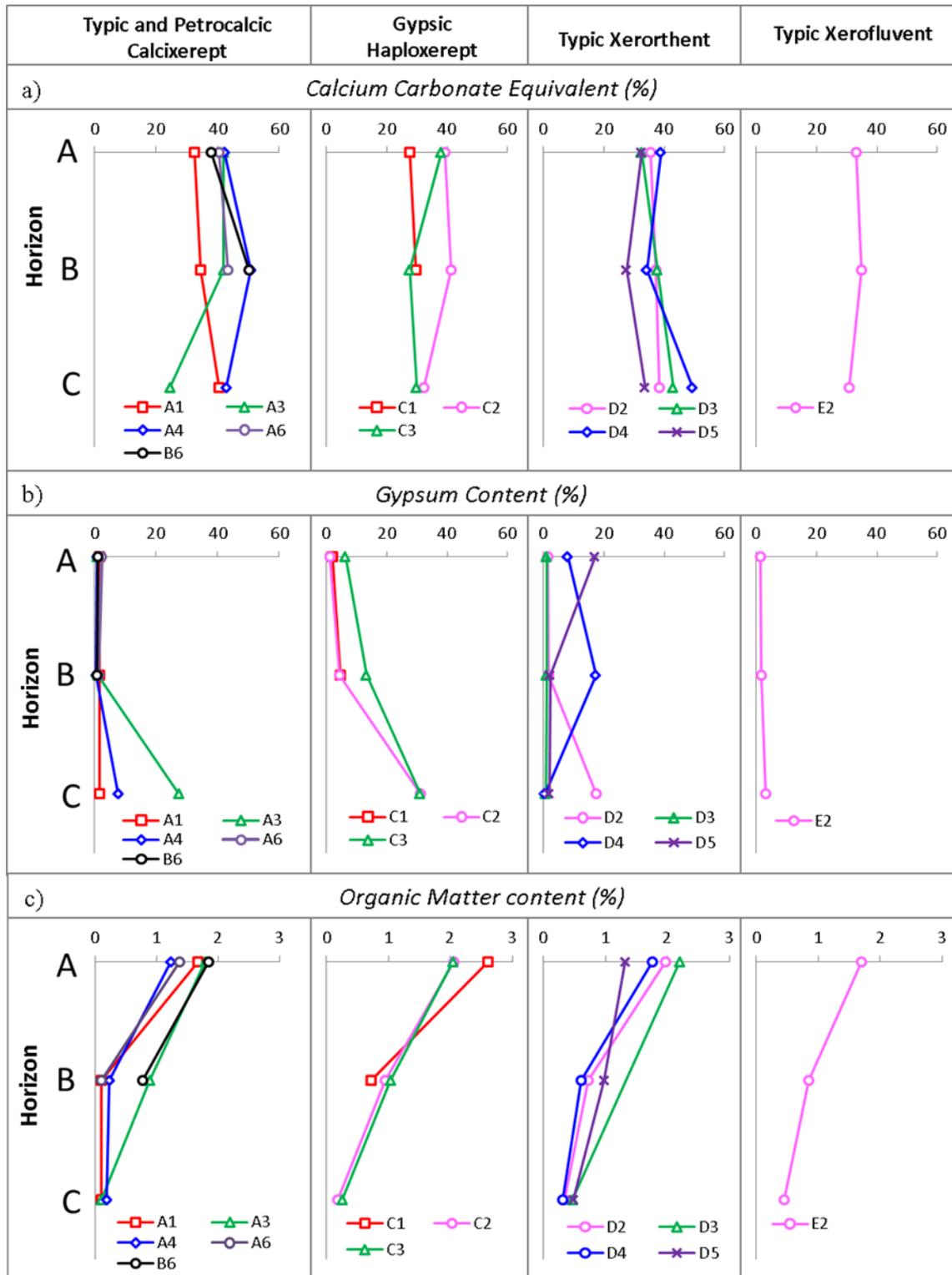


Fig. V.9. Average calcium carbonate equivalent (CCE), gypsum content (GC) and organic matter (OM) for the horizons in each soil subgroup defined in the VID.

#### V.4.4. Linking soil properties to irrigation management

The classification down to family level allows for a preliminary assessment of the spatial distribution of soil hydraulic and salinity properties in the VID that may call for specific irrigation practices. These properties are developed further in the Chapter VI.

The “fine” textured soils, located at the valley floors (especially C subgroup), may cause tillage difficulties when humid and call for the implementation of a drainage network (already present in many areas) to avoid waterlogging problems. In many lowlands, drainage is being implemented onsite by farmers (personal communications) after the construction of the new irrigation system collapsed many old tile drains. This drainage has proven necessary even though sprinkler irrigation has greatly reduced the drainage volume compared to the previous surface irrigation system (Jiménez-Aguirre et al., 2014a, 2014b). On the other hand, the finer soils (C, D and E) have higher water holding capacity (Aznar et al., 2013), making them more adequate for low frequency irrigation, while high frequency irrigations (drip or sprinkler) might be better for the coarser A-B soils with limited water holding capacity. Playán et al. (2000) already proposed a modernization of VID based on the surface irrigation of the higher water holding capacity soils (lowlands) and sprinkler irrigation in the rest (highlands). A deeper study of the water retention properties (FC and WP) and conductivity in the soils of VID is dealt with in Chapter VI, along with their implications for management.

Salinization and sodicity call for attention in semiarid irrigated areas. The  $EC_e$  and  $EC_{1.5}$  found in VID were similar to nearby areas (Artieda, 1996; Herrero, 1991; Nogués, 2002). The values of  $EC_e$  generally found (around 2 dS/m) may result from the dissolution of gypsum (Table V.2) and (except for one location, C-32) there was no evidence of salinity in VID. In the same way and with the same exception, no sodicity evidence was found (average  $SAR_e < 2$  (mmol<sub>c</sub>/l)<sup>1/2</sup> for all horizons; Table V.2), although soil crusting issues have been known to be a problem in the past.

The presence of gypsum all over VID, especially in the surface horizons, may help to prevent soil crusting and avoid losing soil structure due to the low salinity irrigation water from the Monegros Canal (Porta et al., 1994). However, soil crusting was a threat to corn emergence in the 1990's (Isidoro, 1999) under surface irrigation, that demanded supplemental irrigation in early crop stages (Isidoro et al., 2004). Soil crusting may be

enhanced by the new sprinkler irrigation system, more prone to soil surface crusting (Al-Qinna and Abu-Awwad, 1998) and thus deserves subsequent consideration.

## **V.5. Conclusions**

The soil variability in an irrigated, semi-arid, gypsum rich zone as the VID was explained by three factors: Texture Factor (linked to field capacity, wilting point, sand, clay and silt), Carbonates-Gypsum Factor (gypsum and calcium carbonate equivalent content) and Organic Matter Factor. The main soil formation processes in VID were carbonation and gypsification, linked to the Carbonates-Gypsum factor. The prevalence of one process entailed a lesser presence of the other (as confirmed by factor analysis).

Soil textural differences delineate broadly two areas in VID with apparently different implications for irrigation management: The finer textures are located on the colluvial gypsiferous slopes (Typic Xerofluvents, E), on top of the residual gypsiferous heights (Typic Xerorthents, D), and along the valley bottoms (Gypsic Haploxerepts, C); while the coarser textured soils (Typic Calcixerept, A, and Petrocalcic Calcixerept, B) occupy the glacia and residual hills. The former frequently present drainage limitations (by their texture, and their physiographic position in the case of C) and have higher water retention capacity. At first sight, the main limitation for irrigation in these finer-textured soils is the removal of excess water applied (drainage). On the other hand, in the calcixerepts the practice of irrigation is constrained mainly (a priori) by the limited water holding capacity, not by drainage limitations. The prevalence of gypsum or lime in both groups is another difference with possible implications on irrigation management.

A more thorough analysis of the salinity of the saturation extract and other factors may help identifying areas with limited drainage or primary salinity, also with potential implications on irrigation management. All these issues are analyzed in Chapter VI.

This work makes up a start-point for mapping the soil hydrologic features of VID related to irrigation, which are the basis for the application of hydrologic models and for further works on soil water balances located in semi-arid irrigated gypsum-rich areas with scarce soil information.

## V.6. Bibliography

- Al-Qinna, M., Abu-Awwad, A., 1998. Infiltration rate measurements in arid soils with surface crust. *Irrigation Science*, 18, 83-89.
- Alexandratos, N., Bruinsma, J., 2012. World agriculture towards 2030/2050: The 2012 revision. ESA Working paper No. 12-03., Rome, FAO.
- Artieda, O., 1996. Génesis y distribución de suelos en un medio semiárido. Quinto (Zaragoza). Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (MAPA), pp. 222.
- Artieda, O., Herrero, J., Drohan, P.J., 2006. Refinement of the differential water loss method for gypsum determination in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 1932-1935.
- Aznar, J.M., Claret, R.M.P., Badía, D., 2013. Soil catena along gypseous woodland in the middle Ebro Basin: soil properties and micromorphology relationships. *Spanish Journal of Soil Science*, 3, 28-44.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2011a. Long-term water balances in La Violada irrigation district (Spain): I. Sequential assessment and minimization of closing errors. *Agricultural Water Management*, 102, 35-45.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2011b. Long-term water balances in La Violada Irrigation District (Spain): II. Analysis of irrigation performance. *Agricultural Water Management*, 98, 1569-1576.
- Botula, Y.D., Cornelis, W.M., Baert, G., Van Ranst, E., 2012. Evaluation of pedotransfer functions for predicting water retention of soils in Lower Congo (D.R. Congo). *Agricultural Water Management*, 111, 1-10.
- Buringh, P., 1960. The application of aerial photographs in soil surveys. *Manual of Photographic Interpretation*. American Society of Photogrammetry, Washington DC.
- Campillo, A., 1987. Estudio agroecológico del polígono de riego de La Violada (Huesca): comparación de los flujos de energía y la productividad de los cultivos trigo y maíz. Master Thesis, Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (CIHEAM-IAMZ), Zaragoza, 168 pp.
- Casby-Horton, S., Herrero, J., Rolong, N.A., 2015. Chapter Four - Gypsum Soils— Their Morphology, Classification, Function, and Landscapes. In: Donald, L.S. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 231-290.
- CBDSA, - Comisión del Banco de Datos de Suelos y Aguas, 1983. SINEDARES, Manual para la Descripción Codificada de Suelos en el Campo. MAPA, Madrid, pp. 137.
- De los Rios, F., 1966. Colonizacion de las Bardenas, Cinco villas, Somontano y Monegros, Seccion de estudios agricolas (3). Institucion" Fernando el Catolico", Zaragoza, Spain, pp. 56.

- Dechmi, F., Isidoro, D., Stambouli, T., 2013. A phosphorus index for use in intensive irrigated areas. *Soil Use and Management*, 29, 64-75.
- Diek, S., Temme, A.J.A.M., Teuling, A.J., 2014. The effect of spatial soil variation on the hydrology of a semi-arid Rocky Mountains catchment. *Geoderma*, 235–236, 113-126.
- Faci, J.M., Bensaci, A., Slatni, A., Playán, E., 2000. A case study for irrigation modernisation - I. Characterisation of the district and analysis of water delivery records. *Agricultural Water Management*, 42, 313-334.
- FAO-UNESCO, 1974. FAO-UNESCO soil map of the world. Volume 1 UNESCO, Paris.
- FAO, 1979. Soil survey investigations for irrigation. Land and Water Division. FAO Soils Bulletin 42. FAO, Roma.
- Feddes, R., Lenselink, K., 1994. Evapotranspiration. In: Ritzema, H. (Ed.), *Drainage principles and applications*. Ed. 2 ILRI Publication 16, Wageningen, The Netherlands, pp. 145-173.
- Fernández-Getino, A.P., Duarte, A.C., 2015. Soil management guidelines in Spain and Portugal related to EU Soil Protection Strategy based on analysis of soil databases. *CATENA*, 126, 146-154.
- Harman, H.H., 1967. *Modern factor analysis*. 2nd ed. Oxford, England: Univ. of Chicago Press, pp. 474.
- Herrero, J., 1991. *Morfología y génesis de suelos sobre yesos*. Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente (MAPA). Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA), pp. 447.
- Herrero, J., Artieda, O., Hudnall, W.H., 2009. Gypsum, a Tricky Material. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 1757-1763.
- Herrero, J., Netthisinghe, A., Hudnall, W.H., Pérez-Coveta, O., 2011. Electromagnetic induction as a basis for soil salinity monitoring within a Mediterranean irrigation district. *Journal of Hydrology*, 405, 427-438.
- Herrero, J., Pérez-Coveta, O., 2005. Soil salinity changes over 24 years in a Mediterranean irrigated district. *Geoderma*, 125, 287-308.
- Herrero, J., Robinson, D.A., Nogués, J., 2007. A regional soil survey approach for upgrading from flood to sprinkler irrigation in a semi-arid environment. *Agricultural Water Management*, 93, 145-152.
- Iñigo, V., Andrades, M.S., Alonso-Martirena, J.I., Jiménez-Ballesta, R., 2012. Soil property variability in a humid natural Mediterranean environment: La Rioja, Spain. *Spanish Journal of Soil Science*, 2, 38-54.

- Isidoro, D., 1999. Impacto del regadío sobre la calidad de las aguas superficiales del Barranco de La Violada: salinidad y nitratos. PhD Thesis, Univerisidad de Lleida, Lleida, 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, 123-142.
- ITGE, 1995a. Mapa geológico de España, Hoja nº285, Almedovar. Instituto tecnológico geominero de España, Madrid.
- ITGE, 1995b. Mapa geológico de España, Hoja nº323, Zuera. Instituto tecnológico geominero de España, Madrid.
- IUSS Working Group WRB, 2015. World reference base for soil resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps., FAO, Rome.
- Jenny, H., 1941. *Factors of Soil Formation: A System of Quantitative Pedology*. McGraw-Hill.
- Jiménez-Aguirre, M., Isidoro, D., Barros, R., 2014a. Effect of irrigation modernization on water and nitrogen use efficiency, European Geosciences Union General Assembly 2014 (EGU). Vienna (Austria), 27th April - 2nd May 2014. Vol. 16, EGU2014-775.
- Jiménez-Aguirre, M., Isidoro, D., Barros, R., Aragüés, R., 2014b. Salt balances in a pre- and post-modernized irrigation district, Third International Salinity Forum., Riverside, CA (USA). 16-18th June 2014.
- Lee, K.T., Yang, C.C., 2010. Estimation of sediment yield during storms based on soil and watershed geomorphology characteristics. *Journal of Hydrology*, 382, 145-153.
- Maletic, J.T., Hutchings, T., 1967. Selection and classification of irrigable land. In: Hagan, R.M., Haise, H.R., Edminster, T.W. (Eds.), *Irrigation of Agricultural Lands*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA, pp. 125-173.
- MARM - Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino, 2002. Plan Nacional de Regadíos
- MARM - Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino, 2006. Plan de choque de modernización de regadíos
- Minasny, B., Hartemink, A.E., 2011. Predicting soil properties in the tropics. *Earth-Science Reviews*, 106, 52-62.
- Moret-Fernández, D., Herrero, J., 2015. Effect of gypsum content on soil water retention. *Journal of Hydrology*, 528, 122-126.

- Nguyen, P.M., Van Le, K., Botula, Y.-D., Cornelis, W.M., 2015. Evaluation of soil water retention pedotransfer functions for Vietnamese Mekong Delta soils. *Agricultural Water Management*, 158, 126-138.
- Nogués, J., 2002. Mapa de suelos (E 1/25000) de Barbués y Torres de Barbués (Huesca): Aplicaciones para la modernización de regadíos., Series de Investigación nº 36. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza. Spain.
- Nogués, J., Herrero, J., 2003. The impact of transition from flood to sprinkler irrigation on water district consumption. *Journal of Hydrology*, 276, 37-52.
- Nogués, J., Herrero, J., Rodríguez-Ochoa, R., Boixadera, J., 2000. Land Evaluation in a Salt-Affected Irrigated District Using an Index of Productive Potential. *Environmental Management*, 25, 143-152.
- Nogués, J., Robinson, D.A., Herrero, J., 2006. Incorporating Electromagnetic Induction Methods into Regional Soil Salinity Survey of Irrigation Districts. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70, 2075-2085.
- Pinilla Navarro, A., 1968. Estudio sedimentológico de la zona aragonesa de la cuenca terciaria del Valle del Ebro. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección Geológica*, 207-217.
- Playán, E., Slatni, A., Castillo, R., Faci, J.M., 2000. A case study for irrigation modernisation: II Scenario analysis. *Agricultural Water Management*, 42, 335-354.
- Poch, R.M., De Coster, W., Stoops, G., 1998. Pore space characteristics as indicators of soil behaviour in gypsiferous soils. *Geoderma*, 87, 87-109.
- Porta, J., López-Acebedo, M., Roquero de Laburu, C., 1994. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa, pp. 807.
- Quirantes, J., 1978. Estudio sedimentológico y estratigráfico del Terciario continental de los Monegros. Zaragoza, ed. Institución Fernando El Católico (CSIC), Diputación Provincial de Zaragoza.
- Rawls, W.J., Brakensiek, D.L., 1989. Estimation of Soil Water Retention and Hydraulic Properties. In: Morel-Seytoux, H.J. (Ed.), *Unsaturated Flow in Hydrologic Modeling*. Springer Netherlands, pp. 275-300.
- Slatni, A., 1996. Elaboration et evaluation des alternatives pour l'amelioration de l'utilisation de l'eau au sein de la communaute d'irrigants d'Almudévar. Master Thesis, Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (CIHEAM-IAMZ), Zaragoza, 132 pp.
- Smith, G.D., Forbes, T.R., Ahmad, N., 1986. The Guy Smith interviews: Rationale for concepts in soil taxonomy. Soil Management Support Services Washington, DC.
- Soil Survey Division Staff, 1993. Soil survey manual. Soil Conservation Service. United States Department of Agriculture Handbook 18.

- Soil Survey Staff, 2010. Keys to Soil Taxonomy (11th edition). United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service.
- Soil Survey Staff, 2011. Soil Survey Laboratory Information Manual. Soil Survey Investigations Report No. 45, Version 2.0.R. Burt (ed.). United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service.
- Soil Survey Staff, 2014. Keys to Soil Taxonomy (12th edition). United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service.
- TerraControl, S.A., 2005a. Proyecto de modernización del riego en la Comunidad de Regantes de Almudévar (Huesca). Fase II. SEIASA Nordeste.
- TerraControl, S.A., 2005b. Proyecto ejecutivo de obras de la zona de concentración parcelaria de Almudévar (Huesca). Diputación General de Aragón (DGA).
- Thony, J.L., Vachaud, G., Clothier, B.E., Angulo-Jaramillo, R., 1991. Field measurement of the hydraulic properties of soil. *Soil Technology*, 4, 111-123.
- Tombul, M., Akyurek, Z., Sorman, A.U., 2004. Determination of soil hydraulic properties using pedotransfer functions in a semi-arid basin, Turkey. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8, 1200-1209.
- Torres, M., 1983. Balance hidrosalino del un polígono de riego en los Llanos de La Violada (Huesca). Master Thesis, Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (CIHEAM-IAMZ), Zaragoza, 273 pp.
- Trébol, M.P., 1988. Estudio agroecológico del polígono de riego de La Violada (Huesca): producción, composición mineral y análisis energético de alfalfa en distintos tipos de suelo. Master Thesis, Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (CIHEAM-IAMZ), Zaragoza, 216 pp.
- United States Salinity Laboratory Staff, 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils, *Agriculture Handbook* n° 60, pp. 160.
- Valdés-Abellán, J., Jiménez-Martínez, J., Candela, L., Tamoh, K., 2015. Comparison among monitoring strategies to assess water flow dynamic and soil hydraulic properties in agricultural soils. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 13, 1201.



## CAPÍTULO VI

---

### *SOIL VARIABILITY IN LA VIOLADA IRRIGATION DISTRICT (SPAIN): II CHARACTERIZING HYDROLOGIC AND SALINITY FEATURES*

Jiménez-Aguirre, M.T., Isidoro, D., Usón, A, 2017. Soil variability in La Violada Irrigation District (Spain): II Characterizing hydrologic and salinity features. *Geoderma*. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.04.024 (In press)



## Capítulo VI. SOIL VARIABILITY IN LA VIOLADA IRRIGATION DISTRICT (SPAIN): II CHARACTERIZING HYDROLOGIC AND SALINITY FEATURES

---

### VI.1. Introduction

The first part of this work presented the Violada Irrigation District (VID) soil map and the distribution of the main soil properties in depth and along the VID (thematic maps; Jiménez-Aguirre et al., 2017). Hydraulic conductivity, infiltration and soil water retention are the essential input data for soil water movement models (Minasny and Hartemink, 2011; Nguyen et al., 2015); but the measurement of these properties is a generally complex and time-consuming process (Wagner et al., 2001; Wösten et al., 2001).

Pedotransfer Functions (PTF) provide an alternative to estimate hydrologic soil data [such as Field Capacity (FC), Wilting Point (WP) or Saturated Hydraulic Conductivity ( $K_s$ )] from more usual soil survey data as Texture, Organic Matter (OM) or Gypsum Content (GC) (Bouma, 1989; Wösten et al.; 1999, 2001). On the other hand, hydraulic properties, and therefore PTFs, present a temporal and spatial variability with a significant effect on the model results; thus calling for establishing specific, more accurate PTFs for areas with similar soil hydrologic characteristics (distributed model) (Franzmeier, 1991; Pachepsky et al., 2006; Wessolek et al., 2011; Wösten et al., 2001).

In Spain, the need for evaluation of the irrigation districts (around 1.1 Mha) recently modernized by the two Nation Irrigation Modernization Plans (MARM, 2002, 2006) is growing. A recently modernized district (2008-09), La Violada Irrigation District (VID), was selected to analyze the impacts of the conversion of a traditional surface irrigation system into sprinkler irrigation.

The VID (5234 ha) is located in the middle Ebro River Basin (Spain), a semi-arid region. VID has been widely studied since the 1980s as described in the companion paper, in regard to agricultural management (crops, irrigation and fertilization) and salts and nutrients loads in the irrigation return flows under traditional irrigation. The new irrigation system in VID, with detailed information about volume and schedule of water

applied at hydrant level (Stambouli, 2012) has increased the available information, not only about irrigation, but about fertilization management and crop distribution as well. This calls for the application of distributed soil water models in VID that could yield better estimates of salts and nutrient removal from the district and allow for simulating the effects of plausible future scenarios. And in order to apply such models, better soil information is required.

Developing hydrologic PTFs (FC, WP,  $K_s$ ) for the whole VID and for smaller homogeneous units with similar hydrological properties, may allow for defining homogeneous hydrological response units, the basis for applying distributed water balance models. These may improve the studies performed in the VID about irrigation return flows, salt and pollutant loads, and water use. In addition, the use of Geographic Information Systems (GIS) permits a higher spatial disaggregation to apply all this information and run models.

Furthermore, the Ebro River Valley is highly vulnerable to salinization (Ibarra, 2004). Salinity is a persistent problem in many irrigated lands in arid and semi-arid regions (Díaz and Herrero, 1992). The risk of salinization or sodification should be checked in a semi-arid irrigated, gypsum-rich area as VID. The secondary salinization affecting irrigated areas has been described (Szabolcs and Várallyay, 1979) using the electrical conductivity of the saturated paste extract ( $EC_e$ ) or the 1:5 soil-water solution ( $EC_{1:5}$ ) indistinctly as salinity indicators [threshold  $EC_e > 4$  dS/m (USSLS, 1954)] for salinity affected soils. However several authors reported the weak correlation between  $EC_e$  and  $EC_{1:5}$  in soils where gypsum content (GC) varies (Aragüés et al., 1986; Casby-Horton et al., 2015; Herrero and Bercero, 1991; Herrero et al., 2009, Moret-Fernández and Herrero, 2015; Nogués et al., 2006).

This work is the second part of an integrated study with the objective of characterizing soil variability (in regard to hydrologic and irrigation related properties) within the VID. Taking as a basis the soil units defined in a companion paper, the specific objectives of this paper are: (i) to define hydrologically homogenous soil zones in the VID; (ii) to define pedotransfer functions to link the soil map with soil hydrologic features (FC, WP and  $K_s$ ) for the homogeneous zones; (iii) to analyze the salinity issues and the risk of salinization in the VID.

The results of this two-part study (combined with distributed irrigation data) could be applied in further modeling works requiring detailed input data or in decision-making processes at water user association (the VID or other irrigation districts with similar hydrological characteristics and scarce soil information) or higher level (such as basin authority).

### VI.2. Site Description

The Violada Irrigation District (VID; 5234 ha) is located in the middle Ebro River Basin in Spain (Fig. VI.1), in the medium reaches of La Violada Gully Basin upstream of the gauging station of La Pardina (n°230) of the Ebro River Basin Authority. The climate, geology and irrigation system of the VID are described in a companion paper (Jiménez-Aguirre et al., 2017), along with the previous soil, irrigation and environmental studies in the area.

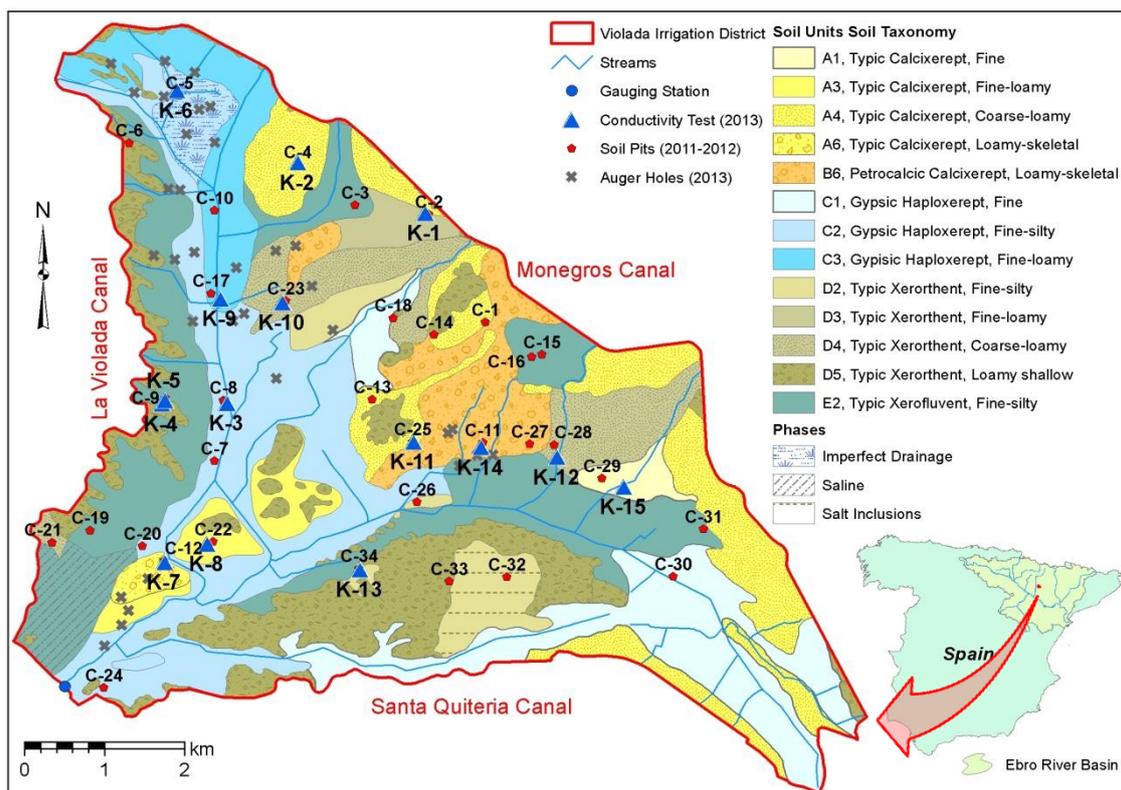


Fig. VI.1. Map of La Violada Irrigation District: Location, Irrigation Canals, Soil Map, and Observation Points [hydraulic conductivity tests (labelled “K”), soil pits (“C”) and auger holes (x)] throughout the Violada Irrigation District [from Jiménez-Aguirre et al. (2016)].

### **VI.2.1. The VID Soil Map**

The first part of this work presented a semi-detailed soil map according to the Soil Taxonomy classification (Soil Survey Staff, 2014), focused on the genesis and variability of the VID soils linked to irrigation considerations (Jiménez-Aguirre et al., submitted for publication). The resulting map had 13 soil units by the combination of five subgroups (Fig. VI.1): Typic Calcixerept (A), Petrocalcic Calcixerept (B), Gypsic Haploxerept (C), Typic Xerorthent (D) and Typic Xerofluvent (E); and six particle size families: fine (1), fine-silty (2), fine-loamy (3), coarse-loamy (4), loamy (shallow soils) (5) and loamy-skeletal (6).

The soil map was based on 34 soil pit descriptions (environmental and physiographic characteristics) and their laboratory determinations: texture, calcium carbonate equivalent (CCE), gypsum content (GC), organic matter (OM), field capacity (FC), wilting point (WP) and bulk density (BD); and 33 auger-holes, as described in the companion paper.

## **VI.3. Materials and Methods**

### **VI.3.1. Soil data collection**

The data from the soil map of the VID was employed and extended. The texture was determined by the pipette method (Soil Survey Staff, 2011) into clay (particles with diameter <0.002 mm), silt (between 0.002-0.05 mm) and sand (0.05-2 mm) fractions. In this second part the silt fraction was discerned between fine silt (0.002-0.02 mm) and coarse silt (0.02-0.05 mm). The water content [determined at FC (-33 kPa) and WP (-1500 kPa) in % weight], CCE, GC and OM were determined as explained in the companion paper (Jiménez-Aguirre et al., 2017).

The pH was measured in a 1:2.5 soil:water solution with a pH meter GLP22 and the soil electrical conductivity in a 1:5 soil:water solution ( $EC_{1:5}$ ) with a Orion 5 Star conductivity meter. The saturated paste extract was prepared for the 110 horizon samples taken and analyzed for electrical conductivity ( $EC_e$ ), pH ( $pH_e$ ), main ions [cations ( $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ) and anions ( $Cl^-$  and  $HCO_3^-$ )] and Sodium Absorption Ratio (SAR) following USSSL (1954). Cations were measured using a continuous flow

analyzer (AutoAnalyzer3, Bran+Luebbe), Chloride with a chloride analyzer (Sherwood model 926), and bicarbonates by potentiometric titration. Sulfate ion ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) was determined as the difference between cations and anions.

The Available Water Capacity (AWC) was determined as the difference between FC and WP (mm) down to 60 cm (or impervious horizon). This depth was chosen because 80% of the pit profiles presented “frequent” roots under the criteria of SINEDARES (CBDSA, 1983) only down to 60 cm. Deeper soil layers were not considered due to the scarce presence of roots. The AWC for A horizons and B horizons (down to 60 cm) was considered separately as well. The water contents at FC and WP (in mm) were calculated from the data in the companion paper: horizon thickness, bulk density (BD) and coarse elements (CE), along with FC and WP in % weight. All data came from the 34 soil pits and the 33 auger holes opened in the VID; Fig. VI.1; Jimenez-Aguirre et al., 2017). The CE in horizon layers was estimated visually as percent volume in the pits.

From May to June 2013, saturated hydraulic conductivity ( $K_s$ ) was measured in 15 selected locations close to the soil pits considered most representative of each soil unit and labelled with the letter “K” (Fig. VI.1), using the inversed auger-hole method (Oosterbaan and Nijland, 1994). The auger holes were opened by manual drill down to a given depth according to the depth of the tested horizon in the representative pit. Two or three repetitions per horizon A and B (C if possible) were made. One of the 15  $K_s$  tests made (the K-7 test) was deleted. This test was performed in a field employed for stacking work materials, crop residues and manure, possibly causing soil compaction. As a result the  $K_s$  values from K-7 were extremely low and considered unrealistic. The horizons were classified by their  $K_s$  following the Soil Survey Division Staff (1993).

### **VI.3.2. Statistical procedures**

The differences in FC, WP and AWC (FC minus WP) of the A and B horizons down to 60 cm between the subgroups were tested by means of an ANOVA based on the Least Significant Difference (LSD) test. The  $K_s$  was also tested for differences between the subgroups, horizons and particle size families. The limited number of observations did not allow for a multiple ANOVA; thus the three factors were taken as single factors. A t-test for paired samples was performed to compare the  $K_s$  from the tests with the values

offered by the ROSSETA v1.1 software (Schaap et al., 2001) provided by the HYDRUS-1D v4 software (Šimůnek et al., 2008) using the texture and BD as input.

The  $K_s$  values of each horizon in each soil unit were assigned to the corresponding horizon in the soil map, so that the  $K_s$  could be linked to the other horizon data in the soil map by means of pedotransfer functions (PTF).

Pedotransfer functions (PTF) for FC, WP (percent weight) and  $K_s$  (m/d) were tested upon the variables clay (or sand), silt (also fine silt), OM and GC in each horizon by means of a multiple regression, using all the observations available in VID (General Model). As  $K_s$  and GC showed a non-normal distribution (as assessed through the Kolmogorov-Smirnov test) the multiple regressions were performed on their natural logarithms ( $\text{Ln}K_s$  and  $\text{Ln}GC$ ) which followed a normal distribution. Only the significant variables were retained in the final regressions and the residuals of these final models were checked for normality (Kolmogorov-Smirnov test).

The residuals from the PTFs for FC and WP including the C horizon showed a non-normal distribution, thus only A and B horizons were employed for the regressions of FC and WP (with normal residuals). Altogether, 88 soil samples for FC and WP and 69 repetitions for  $K_s$  were used.

With the aim of disaggregating the General Model (obtaining PTFs for the soil subgroups or their combinations), the same PTFs were tested on 5 different combinations of the soil subgroups to define  $n$  homogeneous zones (2 or 3) in VID with similar hydrologic characteristics following different grouping criteria: “Calcixerepts” (subgroup combination: AB vs CDE), “Soil Order” (ABC-DE), “Geomorphology” (AB-CE-D), “Carbonates or Gypsum accumulations” (AB-C-DE) or “Particle size family” (123-456). The PTFs for FC and WP were calculated for these combinations and assessed by two statistical indicators: the adjusted coefficient of determination ( $R^2_{\text{adj}}$ ) and the root mean square error (RMSE). In each regression, only the significant variables were retained and their residuals were also tested for normality (Kolmogorov-Smirnov). Higher  $R^2_{\text{adj}}$  and lower RMSE were the criteria to select the best fitting combination, the RMSE decrease being the main statistical indicator versus the  $R^2_{\text{adj}}$  increase. The best fitting combination was selected as the Distributed Model of the VID (sum of the submodels from the  $n$  homogeneous zones). The concordance correlation

coefficient (Lin, 1989) between observed and estimated values was also calculated for each best fitting model to assess possible systematic errors.

The  $R^2_{adj}$  for the Distributed Model was calculated from the statistical parameters of the  $n$  submodels: sum of squares of the error (SSE), degrees of freedom of the error (dfE), sum squares of the total submodel (SST) and degrees of freedom of the total submodel (dfT); following the expression:

$$R^2_{adj} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n SSE_i / \sum_{i=1}^n dfE_i}{\sum_{i=1}^n SST_i / \sum_{i=1}^n dfT_i}$$

Similarly, a General Model and a Distributed Model for the  $K_s$  were set up with PTFs by multiple regressions. For the Distributed Model the same three previous homogeneous zones were used for the fine textured soils. But for the coarser textures [loamy (shallow) and loamy-skeletal] a separate regression was used to establish a single PTF. After identifying two families of GC present in VID (Fig. VI.2) two kind of PTFs were tested: one with Quantitative GC and the other with Qualitative GC as variables. The former used LnGC as variable. The Qualitative GC was introduced as a dummy variable (value 1 for GC higher than 4%; value 0 for GC < 4%) which will only affect the constant of the multiple regression.

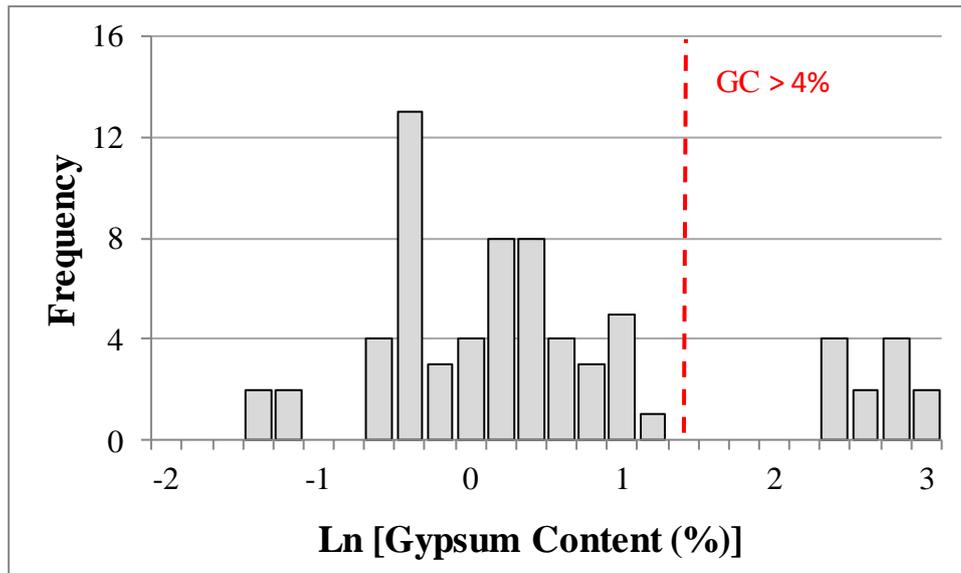


Fig. VI.2. Two families of soil samples identified in the Violada Irrigation District by their gypsum content (GC).

To evaluate the salinity in the VID, the  $EC_{1:5}$  was compared with the  $EC_e$  for the 110 horizon samples. A principal components analysis was performed using the two standardized ECs as variables. Then, a cluster analysis (Ward's method on the standardized variables with the Euclidean distance) was performed on the EC principal components (EC-Cluster). Also, SAR was related to  $EC_e$  and  $EC_{1:5}$  by means of a multiple regression analysis.

Finally a Factor Analysis was completed on the 110 horizon samples using as variables the CCE, GC,  $EC_e$ ; and cations  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$  and  $Mg^{2+}$  ( $K^+$  was excluded as it was lower than 5% in all samples in the VID; Fig. VI.3) and anions  $Cl^-$  and  $HCO_3^-$  in the saturation extract. CCE and GC were selected for this analysis due to the importance of these variables in describing the variability of the soil properties in the VID (Jiménez-Aguirre et al., 2017). The variables were standardized and the main principal components selected were rotated by the varimax method to achieve orthogonal factors (Harman, 1967).

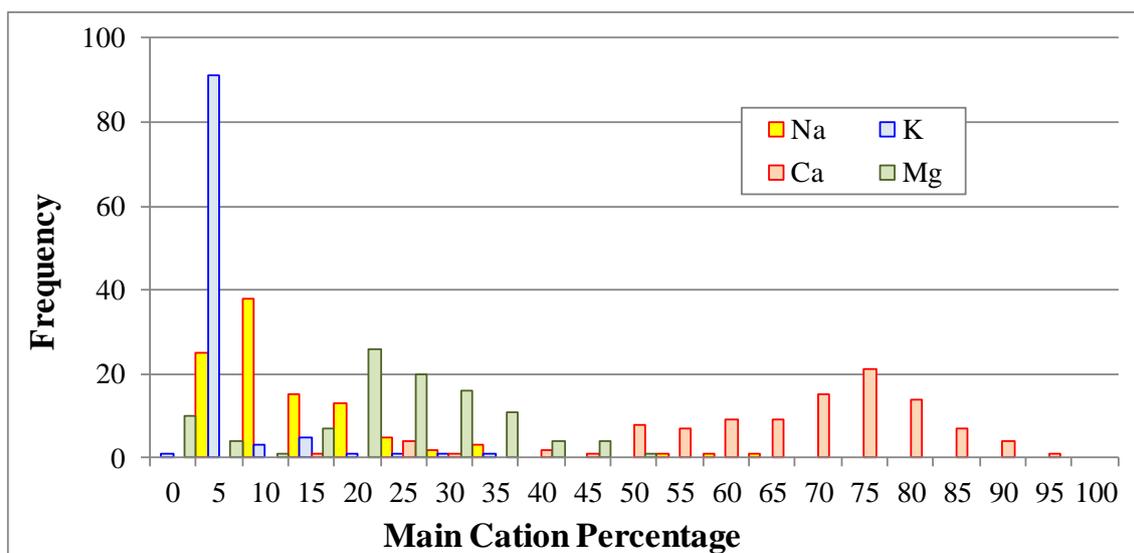


Fig. VI.3 Frequency of the main cations in the saturated paste extracts of the soil horizons sampled in the Violada Irrigation District expressed as percentage of the sum of the main cations  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  and  $Mg^{2+}$ .

## VI.4. Results and discussion

### VI.4.1. Available Water Capacity and Hydraulic Conductivity

The ANOVA analysis for FC, WP and AWC (in mm) for the A horizons showed differences between the subgroups (Table VI.1) with the AWC being higher for Gypsic Haploxerept and Typic Xerofluvent (C and E subgroups) than for the Typic and Petrocalcic Calcixerept and Typic Xerorthent, (A, B and D). B horizons showed slight differences close to significance ( $p < 0.05$ ). Down to 60 cm (A and B horizons together) there were significant differences between the subgroups; with the Petrocalcic Calcixerept (B) having the lowest AWC followed by the Typic Calcixerept (A), and with the highest AWC found in the subgroups C, D and E, with no significant differences between them.

*Table VI.1. Average Field Capacity, Wilting Point and Available Water Capacity (mm) for the A horizons, B horizons (from A horizon limit to down to 60 cm) and whole profile down to 60 cm for the different subgroups in the VID. Different letters show significant differences between subgroups (within each horizon and to 60 cm deep) by the LSD test ( $P < 0.05$ ).*

Sub-group	Field Capacity (mm)			Wilting Point (mm)			Available Water Capacity (mm)		
	A horizon	B horizon	60 cm depth	A horizon	B horizon	60 cm depth	A horizon	B horizon	60 cm depth
A	104.5 a	58.5 a	163.0 a	52.8 a	24.3 a	77.1 a	51.6 a	34.2 ab	85.8 b
B	110.8 ab	16.7 a	128.8 a	60.7 ab	8.8 a	80.6 ab	50.2 a	8.0 a	54.1 a
C	167.8 c	74.5 ab	242.3 b	94.3 c	41.6 ab	136.0 c	73.5 b	32.9 a	106.3 c
D	117.7 a	101.7 b	218.5 b	60.8 ab	53.1 b	114.5 bc	56.9 a	48.6 b	102.3 c
E	156.6 bc	81.0 ab	243.3 b	83.0 bc	44.7 ab	131.8 c	73.6 b	36.3 ab	105.8 c

The range of AWC (in mm for the whole profile, 60 cm) obtained was similar to that proposed by Isidoro (1999) (down to 120 cm or impenetrable layer) for 5 soil classes based on the observations of Slatni (1996) although lower AWC (mm) values were expected due to the difference in the soil thickness considered. Slatni (1996) may have over-estimated the water content drying the soil samples at 105°C instead 60°C as proposed later by Artieda et al. (2006) and Herrero et al. (2009) for gypsum-rich soils (to avoid counting gypsum constitution water as soil water). So the AWC found by Slatni (1996) in percentage of water content ( $AWC_{Slatni} = 9.2\%$ ; difference between FC and WP in % weigh: average FC = 28.3 % and WP = 19.1 % weight) was lower than the AWC in this work (AWC = 11.4 %; average FC = 24.8 % and WP = 13.4 % weight).

Although there was no difference between the thickness of the A and B horizon for the subgroups, the contribution of the B horizon to the total available water was higher in the Gypsic Haploxerept Typic Xerorthent and Typic Xerofluvent (subgroups C, D, and E; Valley bottoms) than in the Typic and Petrocalcic Calcixerept (subgroups A and B; Glacis).

The ANOVA test for  $K_s$  showed no significant differences between horizons (A and B) or subgroups; but there were significant differences in regard to texture and qualitative gypsum. The number of observations for  $K_s$  within each soil subgroup or particle size family did not allow for an ANOVA test on the differences between subgroups and families and other variables, but some clues might be inferred from the mean values (Table VI.2).

Table VI.2. Average results of the conductivity tests ( $K_s$ ; m/d) performed by subgroup and particle size family. Different letters under the same column indicate significant differences ( $P < 0.05$ ) between columns.

Subgroup	Horizon	Particle Size Family					
		Fine Textured soils				Coarse Textured soil	
		Fine (1)	Fine-silty (2)	Fine-loamy (3)	Coarse-loamy (4)	Loamy (shallow) (5)	Loamy-skeletal (6)
Typic Calcixerept	A	0.118		0.159	0.617		
	B	0.068		0.183	0.513		
Petrocalcic Calcixerept	A						0.140
	B						0.113
Gypsic Haploxerept	A		0.107	0.516			
	B		0.193	0.167			
	C			0.176			
Typic Xerorthent	A		0.155	0.147	0.378	0.144	
	B		0.122		0.329	0.168	
	C				0.209		
Typic Xerofluvent	A		0.079				
	B		0.078				
ANOVA		abc	b	cd	d	bcd	a

For fine textured soils (1 to 4 particle size families), the  $K_s$  within a subgroup generally increased as the particle size increased, being highest for the Coarse Loamy family; while for the coarse textured soils [Loamy (shallow) and Loamy-skeletal particle size families], the  $K_s$  was somewhat lower, in the range of the Fine Silty and Fine Loamy particle size families (possibly suggesting that the  $K_s$  in the coarse particle size families is controlled by the fine fraction, loamy in classes 5 and 6; Table VI.2).

In relation to gypsum (taken as a qualitative variable), the  $\ln K_s$  was significantly higher for soils with gypsum ( $K_s = 0.39$  m/d if  $GC > 4\%$ ) than for soils without gypsum ( $K_s = 0.19$  m/d if  $GC > 4\%$ ), also when the coarse textured Loamy (shallow) and Loamy-skeletal families were excluded.

#### VI.4.2. Pedotransfer Functions

PTFs were established for the Global Model of the VID and for the Distributed Model. Three homogenous zones (Fig. VI.4) with similar hydrologic characteristics resulted from the disaggregation process of the VID with the “Carbonates or Gypsum accumulations” criteria as the best fitted combination:

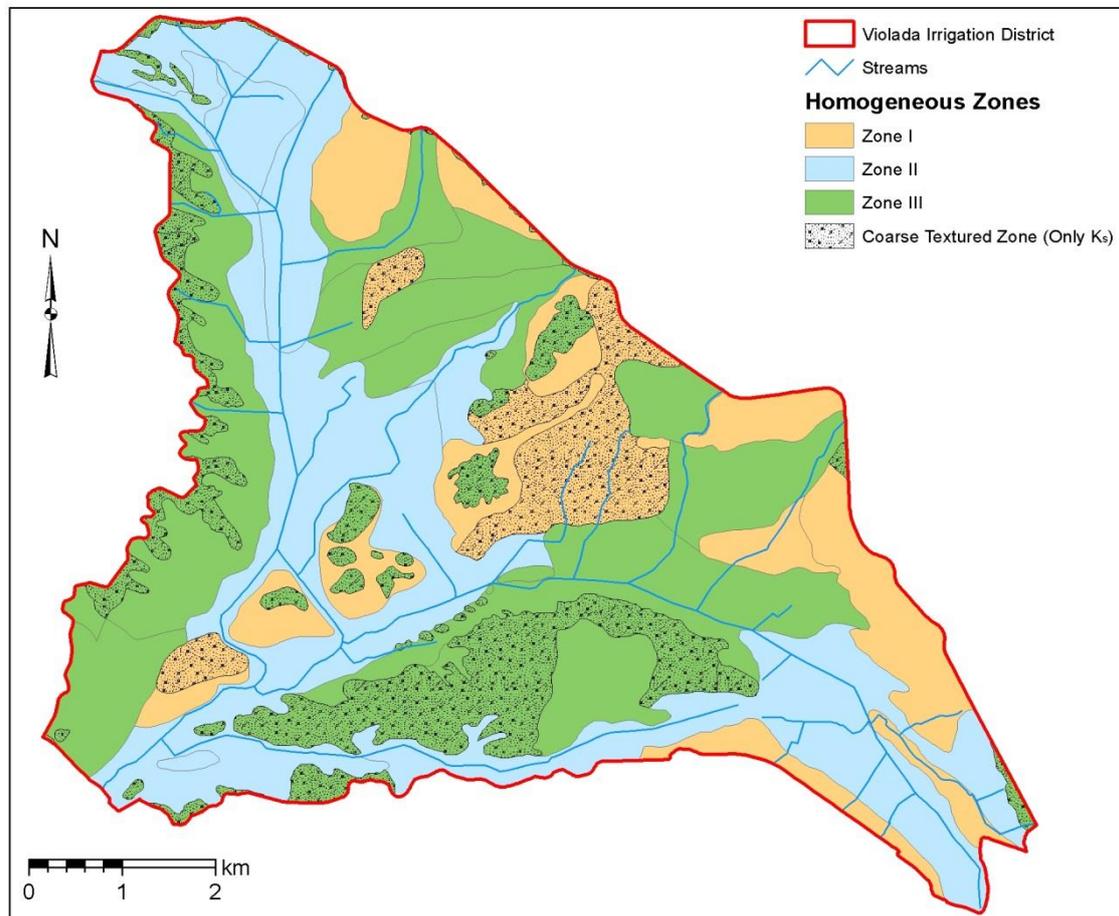


Fig. VI.4. Homogeneous Zones for hydrological management in the Violada Irrigation District.

The Zone I ( $\text{CaCO}_3$  accumulations) corresponds with the Typic Calcixerept and Petrocalcic Calcixerept (A and B subgroups). Zone II (Gypsum accumulations) comprised the Gypsic Haploxerept subgroup (C) and Zone III (superficial gypsum outcrops or very deep gypsum accumulations) included the Typic Xerorthent and Typic Xerofluent subgroups (D and E). The definition of these zones were similar to nearby

study areas (Nogués and Herrero 2003; Nogués et al., 2006). Separated PTFs were established in each of the three zones for the FC and WP. Distinct PTFs for the  $K_s$  were established for fine textured soils with the same three zones and a differentiated PTF for coarse textured zone with the Loamy (shallow) and Loamy-skeletal particle size families (5 and 6) (Fig. VI.4).

### Field Capacity and Wilting Point

The pedotransfer functions in VID linked FC and WP (% weight) to texture fractions (silt and clay) and OM (Table VI.3) by multiple regression. The PTFs were also tested differentiating between fine and coarse silt. The fine silt was significant ( $p < 0.05$ ) in opposition to coarse silt (not significant). Although slightly better fitting models were obtained with the fine silt fraction, the regression on total silt was preferred since data on the silt fraction are more common than fine and coarse silt data.

Table VI.3. Field capacity and wilting point (% weight) pedotransfer functions for the General Model, each homogeneous zone submodel and the Distributed Model; upon the variables clay, silt and organic matter (%); adjusted coefficient of determination ( $R^2_{adj}$ ), root mean square error (RMSE), and number of data (N) of each model.

PEDOTRANSFER FUNCTIONS		$R^2_{adj}$ (%)	RMSE	N	
<b>General Model (whole VID)</b>					
FC <sub>VID</sub> = 5.701 + 0.211*Clay + 0.234*Silt + 1.344*OM		72.3	2.44	88	
WP <sub>VID</sub> = -2.536 + 0.269*Clay + 0.149*Silt + 1.212*OM		74.6	2.11		
<b>Distributed Model (I+II+III)</b>					
Submodels	Zone I:				
	FC <sub>I</sub> = 7.506 + 0.264*Clay + 0.139*Silt + 1.341*OM		75.1	1.96	27
	WP <sub>I</sub> = -2.705 + 0.327*Clay + 0.105*Silt + 1.746*OM		86.5	1.45	
	Zone II:				
	FC <sub>II</sub> = 21.665 + 0.1297*Clay + 1.573*OM		54.7	1.71	25
	WP <sub>II</sub> = 8.807 + 0.163*Clay + 1.761*OM		57.8	1.93	
Zone III:					
FC <sub>III</sub> = 11.608 + 0.207*Clay + 0.173*Silt		33.2	2.71	36	
WP <sub>III</sub> = -2.099 + 0.294*Clay + 0.158*Silt		53.4	2.37		
<b>Joint Distributed Model</b>					
FC <sub>I+II+III</sub>		54.2			
WP <sub>I+II+III</sub>		66.9			

Fig. VI.5a shows the relationship between the measured and PTF-predicted FC and WP. The General Model had good coefficients of correlation (FC = 72.3% and WP = 74.6%) but high RMSE (2.44 and 2.11). Fig. VI.5b, c, and d show the three submodels: Zone I had a better fit (in terms of  $R^2_{adj}$ ; Table VI.3), especially for the WP, but Zones II and III showed weaker fits (in special Zone III due to the heterogeneous origin of its soils –

valley bottoms and gypsiferous heights) than the general model (lower  $R^2_{adj}$ ). On the other hand, the RMSE for the submodels was reduced (in Zones I and II, not in Zone III). Thus, although the  $R^2_{adj}$  for the Distributed Model was lower than for the General Model, the latter allows for FC and WP estimations with lower RMSE (in Zones I and II, where the main part of the irrigated crops are located) and is preferred to the General Model.

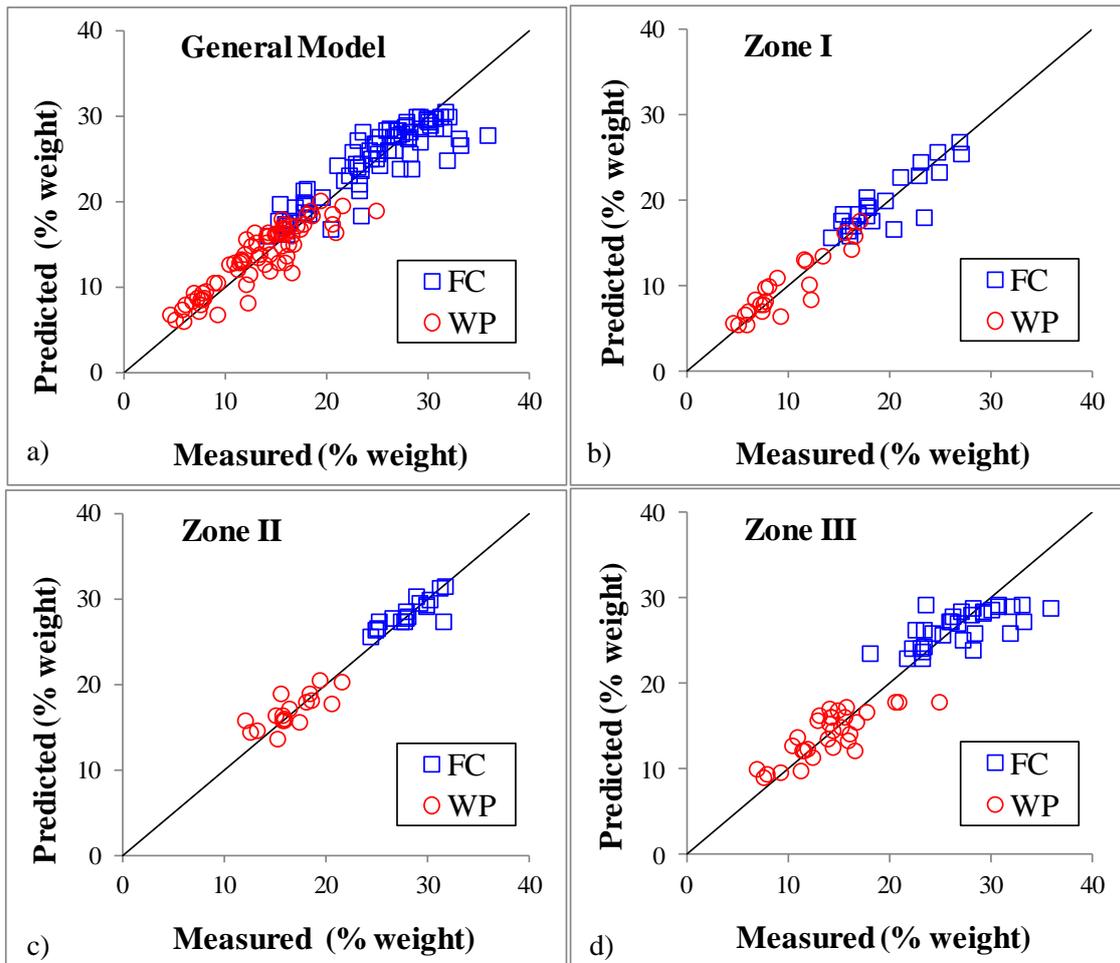


Fig. VI.5. Predicted and measured values of FC and WP for General Model (a) and the submodels for the distributed model (b, c and d).

The concordance correlation coefficient was 0.85 and 0.89 for FC and WP respectively in the Global Model and 0.87 and 0.89 for the Distributed Model. Generally,  $\rho_c$  lower than 0.90 are considered poor when applied to identifying biases in instrumental analysis (McBride, 2005); but for the kind of field data tested in this work, values close to 0.90 are deemed good enough.

### *Hydraulic Conductivity*

The saturated hydraulic conductivity in VID ranged from low to moderately low (Soil Survey Division Staff, 1993). Table VI.2 synthesizes the results from the conductivity tests. The  $K_s$  data obtained showed a log-normal distribution. The t-test between the logarithmic transformations of  $K_s$  and  $K_s$ -Rosetta values (not provided) showed significant differences. Givi et al. (2004) explained that the soils (from subtropical climates) used to develop the software were quite different from typical arid or semi-arid soils, and Nguyen et al. (2015) pointed to the convenience of applying PTFs only for the regions where they were derived, which might explain the differences found. This fact evidences the need for accurate local PTFs.

Two kinds of PTFs were set up (Table VI.4): on Quantitative GC (through the normally distributed  $\ln GC$ ) and on Qualitative GC (dummy variable). The latter discriminated between high and low values of GC (4% was chosen as threshold; Fig. VI.2) and could be useful when quantitative GC data is not available but there are gypsum field tests available (e.g. precipitation field test with  $BaCl_2$ ). The PTFs were also linked to texture: sand or silt.

The  $K_s$  PTFs for the VID were disaggregated by the three homogeneous zones for fine textures (Table VI.4). Loamy (shallow) and Loamy-skeletal textures (Fig. VI.4) were fitted with a single  $K_s$  model since these textures were not linked to GC and the coarse fragments (not considered for the PTF) affect the soil hydraulic properties (Rawls and Brakensiek, 1989, Poesen and Lavee, 1994).

Table VI.4. Pedotransfer functions for the natural logarithm of the hydraulic conductivity in m/d ( $\text{LnK}_s$ ) on the variables sand, silt and GC (%): adjusted coefficient of determination ( $R^2_{adj}$ ), root mean square error (RMSE), and number of points used (N) for the general model, submodels (by zones and textures) and distributed model.

	PTF for Quantitative GC	$R^2_{adj}$ (%)	RMSE	GC (%)	PTF for Qualitative GC	$R^2_{adj}$ (%)	RMSE	N
<b>General Model</b>	$\text{LnK}_s = -2.850 + 0.033*\text{Sand} + 0.385*\text{LnGC}$	36.9	0.76	<4 >4	$\text{LnK}_s = -2.695 + 0.026*\text{Sand}$ $\text{LnK}_s = -1.702 + 0.026*\text{Sand}$	34.1	0.75	69
<b><u>Distributed Model</u></b>								
<i>Zone I</i>	$\text{LnK}_s = -1.704 - 1.576*\text{LnGC}$	68.0	0.58		$\text{LnK}_s = -2.759 + 0.035*\text{Sand}$	53.4	0.64	17
<i>Fine Textures</i>	$\text{LnK}_s = -2.547 + 0.442*\text{LnGC}$	23.8	0.90	<4	$\text{LnK}_s = -2.471$	20.0	0.93	16
				>4	$\text{LnK}_s = -1.429$			
<i>Zone III</i>	$\text{LnK}_s = -0.018*\text{Sand} - 0.033*\text{Silt} + 0.824*\text{LnGC}$	69.1	0.51	<4	$\text{LnK}_s = -1.136 - 0.022*\text{Silt}$	68.0	0.52	23
				>4	$\text{LnK}_s = 1.055 - 0.022*\text{Silt}$			
<i>Coarse Textures</i>	$\text{LnK}_s = -1.535 - 0.011*\text{Sand}$					48.9	0.15	13
<b>Joint Distributed Model</b>		53.8				47.9		

Fig. VI.6 shows the relationship between the measured and PTFs-predicted  $\text{LnK}_s$  values, together with the residual distribution and residual histograms for each model. The General Model (whole VID) presented  $R^2_{\text{adj}}$  of 36.9% for the quantitative GC and 34.1% for the qualitative GC and a RMSE of 0.76 and 0.75 respectively (Table VI.4). The residuals were normally distributed but with a wide histogram. The Distributed Model increased the  $R^2_{\text{adj}}$  to 53.8% and 47.9% for the quantitative and qualitative GC PTFs respectively. The worst adjustments were obtained for Zone II with  $R^2_{\text{adj}}$  of 23.8% and 20.0% for the quantitative and qualitative GC models respectively. The low variability of the only significant variable for Zone II ( $\text{lnGC}$ ) may explain the low  $R^2$  coefficient. On the other hand, for the other fine textured soils the models presented better  $R^2_{\text{adj}}$  (Quantitative GC: 68.0% in Zone I and 69.1% in Zone III; Qualitative GC: 53.4% and 68.0%) than the General Model. The RMSE of the distributed model were also improved for Zone I (0.58 in the Quantitative GC model and 0.64 in the Qualitative GC model) and Zone III (0.51 and 0.52); but not in Zone II (0.90 and 0.93). The RMSE was especially low for the Loamy (shallow) and Loamy-skeletal textures (0.15) (Table VI.4).

The use of the Distributed Model instead of the General Model allows for improving the fits, as shown by the  $R^2_{\text{adj}}$  (36.9% for Quantitative GC and 34.1% for Qualitative GC to 53.8% and 47.9% respectively) and especially the distribution of the residuals (Fig. VI.6). The Distributed Model is thus preferred to the General Model in the estimation of  $\text{K}_s$ .

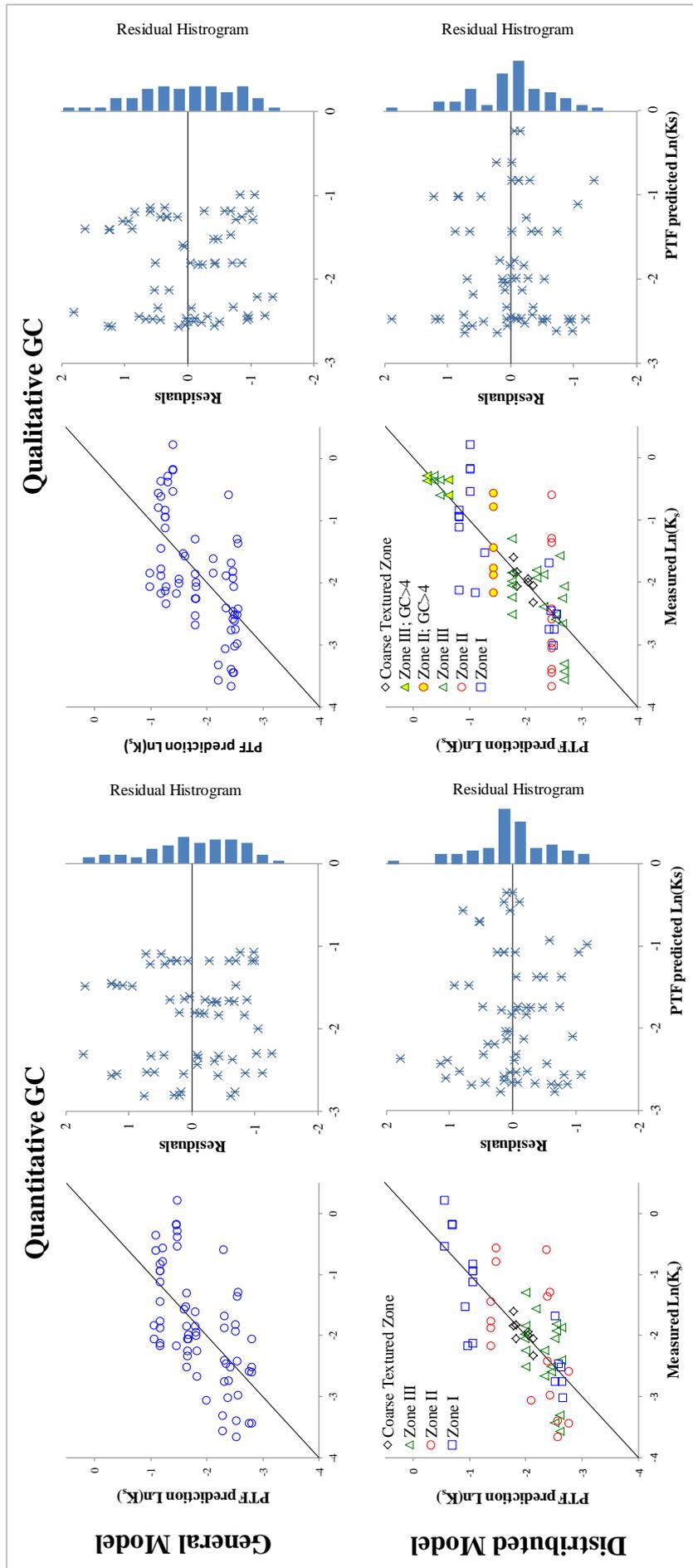


Fig. VI.6. Predicted and measured values of  $\ln(K_s)$  for the General and Distributed Models with Qualitative and Quantitative GC. The graphs on the right show the residuals distribution and histogram for each model.

### VI.4.3. Salinity and Sodicity

Sulfates were the main source of salts in VID (saturated paste extracts) with a strong relation (slope  $\sim 1$ ) between the estimated  $\text{SO}_4^{2-}$  and the sum of  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  pointing to a common origin in sulfate salts. The EC-Cluster showed three clusters (from the analysis of the principal components on the variables  $\text{EC}_e$  and  $\text{EC}_{1:5}$ ; Fig. VI.7a). The first cluster (named Non-gypsum Saturated) represents the horizons whose saturated paste extract was not saturated in gypsum. The second cluster (Gypsum Saturated) represents the horizons saturated in gypsum. In both clusters, the  $\text{SAR}_e$  remained very low, as shown by the isolines calculated from the multiple regression of  $\text{SAR}_e$  on the  $\text{EC}_e$  and  $\text{EC}_{1:5}$  (Fig. VI.7a). The third cluster (Saline) corresponds to the horizons of the three saline pits (C-29, C-32 and C-33; Fig. VI.2) and presented higher  $\text{SAR}_e$ . In the 71 samples (N) from the first and third cluster, the  $\text{EC}_e$  was linearly related to  $\text{EC}_{1:5}$ :

$$\text{EC}_e = 0.37 + 4.68 \times \text{EC}_{1:5} \frac{dS}{m}; \quad R^2 = 86.3\%; \quad \text{RMSE} = 1.21 \frac{dS}{m}; \quad N = 71$$

These coefficients were similar to those obtained by Herrero and Bercero (1991). But for the samples in the Gypsum Saturated cluster, the  $\text{EC}_e$  showed no relationship to  $\text{EC}_{1:5}$  (coefficient of regression not significant):

$$\text{EC}_e = 2.96 \frac{dS}{m}; \quad \text{RMSE} = 0.43 \frac{dS}{m}; \quad N = 39$$

Fig. VI.7b shows the effect of the GC on  $\text{EC}_{1:5}$ . The electrical conductivity of the solution 1:5 was not affected by the GC in the Non-Gypsum Saturated cluster: the  $\text{EC}_{1:5}$  was below 1 dS/m and the GC below 4%. In the Gypsum Saturated cluster the  $\text{EC}_{1:5}$  increased with the GC for values below 4% and over this threshold,  $\text{EC}_{1:5}$  remained constant ( $\sim 2.2$  dS/m) regardless of the GC. Similar results were obtained in close-by irrigated areas by other authors (Abrisqueta et al., 1962; Herrero et al., 2009; Moret-Fernandez and Herrero, 2015; Nogués et al., 2006).

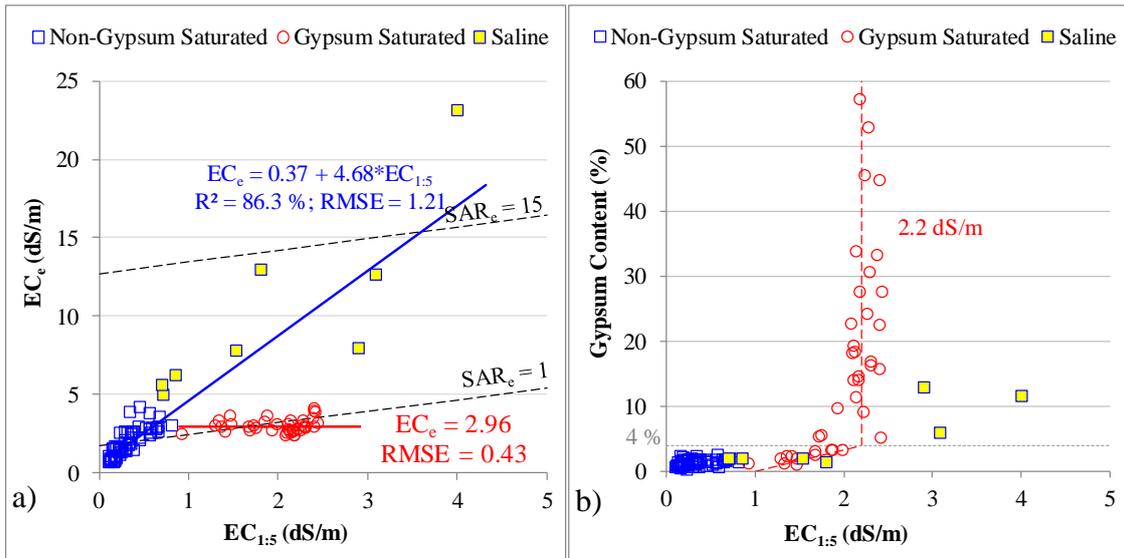


Fig. VI.7. Relationships between electrical conductivities;  $SAR_e$  and GC for the clusters obtained from the principal components analysis for all pit horizon samples: a) Relationship between  $EC_{1.5}$  and  $EC_e$  with the isolines calculated for the  $SAR_e$ ; b) Relationship between the GC and the  $EC_{1.5}$ .

The Saline cluster was found on two locations: (i) on the gypsum heights in the south (C-32 and C-33; Fig. VI.1) and (ii) to the Southeast of the glacia (C-29; Fig. VI.1). Pits C-32 and C-33 showed high GC (~12%), but the extract was not saturated in gypsum due to the presence of more soluble salts as NaCl (182  $Cl^-$  mmol<sub>c</sub>/l and 157  $Na^+$  mmol<sub>c</sub>/l at the A horizon in C-32 pit) rising the gypsum solubility (Casby-Horton et al., 2015). Only C-32 pit points to a potential problem of salinity ( $EC_e = 23 \text{ dS/m}$ ) or sodicity [ $SAR_e = 22.6 \text{ (mmolc/l)}^{0.5}$ ] but the high position and the absence of water logging problems close to C-32 or C-33 points to the original material as the primary cause of the salinity in this area. On the contrary, the slightly saline pit C-29 (Southeast of the glacia) had low GC (1.8%) and  $EC_e > 4 \text{ dS/m}$  in the lower horizons. In this case, the location in a relative low-lying position points to poor drainage as responsible of the salinity.

On the other hand, the areas prone to water logging (Gypsic Haploxerept with imperfect drainage to the Northwest of VID, Fig. VI.1) did not show evidences of salinity ( $EC_e < 4 \text{ dS/m}$ ). This together with the average  $EC_e$  and  $SAR_e$  by subgroup and horizon (Table VI.5), made it clear that there is currently no generalized problem of salinity at the VID associated to lack of drainage, probably due to the drainage network implemented by the farmers since irrigation was established. Only the Typic Xerorthent subgroup shows the mean  $EC_e$  above the salinity limit (4 dS/m) in the A and B horizons, due to the  $EC_e$

in pit C-32 [if C-32 is excluded the average  $EC_e$ 's for the subgroup were: 2.9 dS/m (A horizon); 2.58 dS/m (B); and 2.77 dS/m (C)].

Table VI.5. Mean, standard deviation (SD) and number of samples (N) of  $EC_e$  (dS/m) and  $SAR_e$  [(mmol/l)<sup>0.5</sup>] by subgroups and horizons.

Subgroup	Horizon	$EC_e$ (dS/m)		$SAR_e$ (mmol/l) <sup>0.5</sup>		N
		Mean	SD	Mean	SD	
Typic & Petrocalcic Calcixercept	A	1.90	1.22	1.02	0.89	14
	B	2.31	1.65	1.65	1.44	13
	C	3.03	1.78	1.59	2.05	4
Gypsic Haploxerept	A	2.27	0.93	0.60	0.26	9
	B	2.58	0.73	0.65	0.27	17
	C	2.82	0.26	0.49	0.24	7
Typic Xerorthent	A	4.38	6.18	2.76	6.38	12
	B	4.87	4.52	4.63	7.75	9
	C	2.77	2.60	--	2.57	6
Typic Xerofluvent	A	1.70	0.86	0.63	0.29	5
	B	2.33	0.95	0.81	0.29	10
	C	3.58	--	1.10	--	1

The variability of the salinity in VID was explained by Factor Analysis using as variables CCE, GC,  $EC_e$ , and  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$ , and  $HCO_3^-$  concentrations in the saturation extract. The analysis explained 81.3% of the variance with three independent factors linked to (1)  $EC_e$  and cations, (2) CCE and GC and (3)  $HCO_3^-$ . The first factor was labelled as Salinity Factor and accounts for 48.2% of the variance, positively correlated to  $EC_e$ ,  $Cl^-$ ,  $Na^+$  and  $Mg^{2+}$  (Table VI.6), showing the strong relationship between the  $EC_e$  and the presence of soluble salts as NaCl; and the independence of salinity from the GC.

Table VI.6. Correlation coefficients between the salinity variables and factors. Coefficients higher than 0.75 are typed bold-face.

	Salinity factor	Carbonates-Gypsum factor	Bicarbonate factor
CCE	-0.13	<b>-0.79</b>	0.23
GC	-0.05	<b>0.86</b>	0.15
$EC_e$	<b>0.97</b>	0.16	0.13
$Cl^-$	<b>0.93</b>	-0.03	0.00
$HCO_3^-$	-0.09	0.03	<b>-0.92</b>
$Na^+$	<b>0.96</b>	-0.01	0.05
$Ca^{2+}$	0.35	0.55	0.46
$Mg^{2+}$	<b>0.83</b>	0.25	0.18

The second factor accounted for 20.1% of the variance and was linked negatively to CCE and positively to GC; and labeled Carbonates-Gypsum Factor (a factor also found in the companion paper). The third factor was only linked negatively to  $HCO_3^-$ ; therefore, it was labeled as Bicarbonate Factor.  $Ca^{2+}$  was not related to any factor in

particular, with similar correlation coefficients with the three factors, likely due to the high presence of this anion all over VID (Fig. VI.3).

Fig. VI.8 presents the horizon samples on the plane of the first two factors classified by the EC-cluster analysis. The three clusters are much differentiated in the graph as expected. The Saline Cluster spread widely along the Saline Factor, being markedly different from the other samples in this factor. The other two clusters spread along the Carbonates-Gypsum factor axis with positive values for the Gypsum Saturated cluster samples and negative values for the Non-Gypsum Saturated cluster samples.

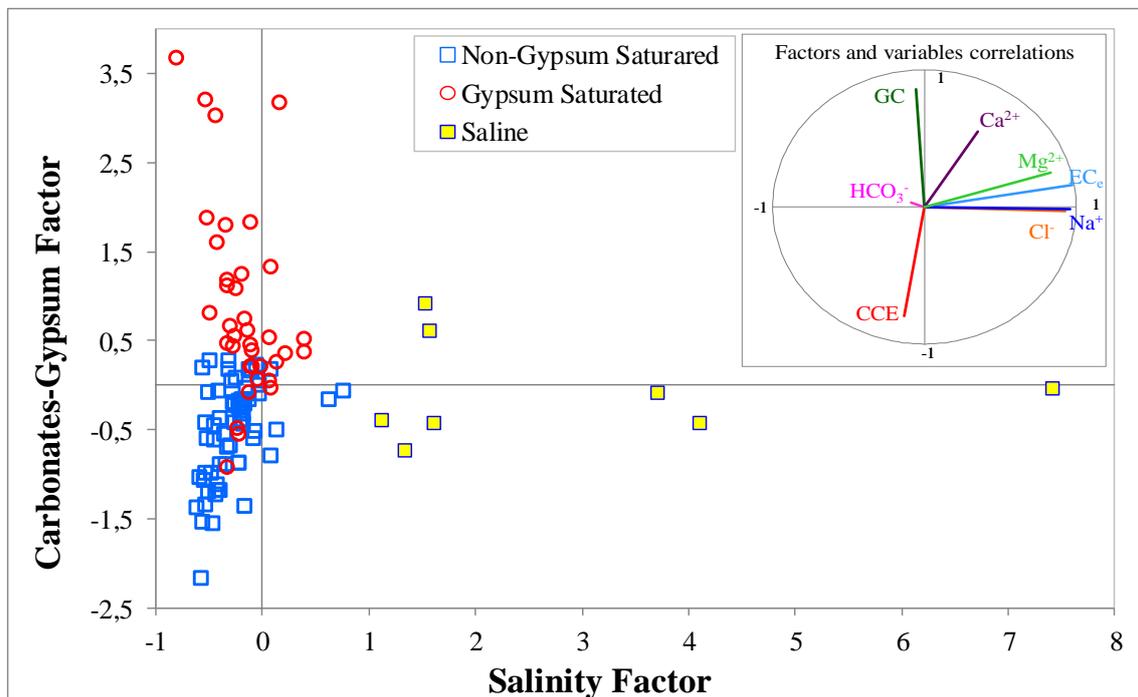


Fig. VI.8. Factor scores of each horizon identified by their cluster membership (Non-Gypsum Saturated, Gypsum saturated and Saline) in the two first factors. The circle at the top-right corner shows the coefficients of correlation of the variables used in the analysis with the two first factors.

#### VI.4.4. Linking hydrologic features to irrigation practice and model applications

The soil hydrological features at VID define three hydrological homogenous zones in the VID: Zone I corresponds to glaxis (with the highest  $\text{CaCO}_3$  accumulation), Zone II to valley bottoms high in gypsum, and Zone III to valley bottoms without gypsum, as well as colluvial slopes and some hills high in GC. Zone I was characterized by lower AWC and higher  $K_s$  in relation to Zones II and III. Plots in Zone I are expected to have

higher infiltration capacity than Zone II and III, a point to be considered during the irrigation management decision process.

Those zones allow setting up two models in the VID and a collection of PTFs for the soil hydrological features (FC, WP and  $K_s$ ). These two models are: (i) General Model (aggregated; only one PTF per feature for the whole VID) and (ii) Distributed Model (sum of the submodels for each zone) with PTFs defined for the three zones. The Distributed Model may be used in modeling nearby areas of similar characteristics to predict FC, WP or  $K_s$  from texture and GC providing reliable estimates. Both the RMSE and the distribution of the residuals (in the  $K_s$ ) suggest that using Distributed Models may yield better results than the General Model (lower RMSE for the main part of the surface) in establishing hydrologic properties. And these estimated hydrologic properties may help devising irrigation management strategies (doses and frequencies) suited to the actual soil properties. The differences in  $K_s$  estimates from a generalist PTF model (like Rosetta) and the PTFs obtained for the VID evidence the need to develop local PTFs for  $K_s$  estimation and to take into account other, less general variables than used in generalist models. These locally established PTFs should be based on the actual soil type distribution in the area, especially if the result will be the basis to develop water movement models. And clearly gypsum should be considered in developing PTFs for  $K_s$  in arid or semi-arid areas.

The areas with lower  $K_s$  (also with heavier textures and low lying position in the landscape) could be more prone to salinity development induced by irrigation (although only one pit in these areas has shown some salinity, C-29). Thus, the drainage network of the lowlands should be maintained and the attention should be paid to potential salinity development in these areas. The high levels of  $Ca^{2+}$  in the soil solution (derived from the prevalence of gypsum in the area) yield quite low  $SAR_e$  in most soils (slightly higher in the Typic Xerorthents, due only to saline pits C-32 and C-33). Soil infiltration problems may arise anyway from the use of high quality waters (low salinity) and sprinkler irrigation that could lead to the formation of soil crust. However, this problem could be skipped by keeping higher water content in the upper soil through more frequent irrigations.

## VI.5. Conclusions

This work completes the analysis started with the making of the VID Soil Map and shows the importance of the GC in any further analysis to be developed in the VID (use of soil water models e.g.) or nearby areas with similar characteristics.

The differences in hydrologic properties down to 60 cm (root depth observed in the field) were used to define three homogeneous zones in regard to water storage capacity; and one additional zone (coarse textured soils) with special characteristics in terms of  $K_s$ . The calcic glaxis (Zone I) with coarser textures may need more frequent irrigation, due to their lower AWC than the valleys bottoms (Zone II and III only differentiated by their GC) with heavier textures, lower position in the landscape, and limited permeability which are more prone to salinization.

The zones were used to establish specific PTFs for FC and WP (% weight) and  $K_s$  in each one. The PTFs reveal that FC and WP (in % weight) depend on texture and OM while point to the relevance of GC on the  $K_s$ . In shallow soils or skeletal textures, GC had no effect on  $K_s$ . The Distributed Models (PTFs for each zone) were preferred to the General Model (PTFs for the whole VID) as they resulted in lower RMSE of the residuals for most of the VID area. These results also point to the need to establish local PTFs, disaggregated for soil units of similar characteristics when possible; and suggest the use of gypsum (quantitative or qualitative) as a variable in the PTFs for  $K_s$  in arid, gypsum-rich environments.

The analysis of the  $EC_e$  and  $SAR_e$  (considering the GC) suggested that there are no significant salinity or sodicity problems, at the moment, possibly due to the artificial drainage network implemented by the farmers since the 1940s. At present, salinity in VID seems to be linked to the original materials rather than to limited drainage. Nevertheless salinity is a latent risk in the area that should be always considered in irrigation planning to ensure adequate salt leaching, particularly in valley bottoms with low  $K_s$ .

Sulfates were the main source of dissolved ions in the soils of VID and the saturated extract is dominated by calcium. The relationship between  $EC_e$  and  $EC_{1:5}$  was completely different in the horizons with ( $EC_e$  constant) and without gypsum (linear

increase with  $EC_{1.5}$ ). The high levels of  $Ca^{2+}$  (and  $Mg^{2+}$ ) in the soil solution and the presence of gypsum may prevent future sodicity issues.

In future works, these PTF models, once validated, will provide a tool for assessing the environmental effect (on return flows and soil properties) of irrigation and crop management or climate change scenarios in VID or in nearby areas with the same type of soils and low detail soil data (e.g. potential modernization districts or new irrigated areas). Also, the low permeability and silty texture of many valley soils along with the sprinkler irrigation with high quality (low salinity) waters calls for the preventive monitoring of infiltration.

## VI.6. Bibliography

- Abrisqueta, C., Guillén, M.G., Fernández, F.G., Caro, M., 1962. Contribución al estudio de la determinación de la salinidad del suelo. *Anales de Edafología y Agrobiología XXI*, 545-554.
- Aragüés, R., Millán, M., Quilez, D., Fernández, M., 1986. Métodos de medida de la salinidad del suelo. I y II. . M.A.P.A. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias., Madrid.
- Artieda, O., Herrero, J., Drohan, P.J., 2006. Refinement of the differential water loss method for gypsum determination in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 1932-1935.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2011a. Long-term water balances in La Violada irrigation district (Spain): I. Sequential assessment and minimization of closing errors. *Agricultural Water Management*, 102, 35-45.
- Barros, R., Isidoro, D., Aragüés, R., 2011b. Long-term water balances in La Violada Irrigation District (Spain): II. Analysis of irrigation performance. *Agricultural Water Management*, 98, 1569-1576.
- Bouma, J., 1989. Using Soil Survey Data for Quantitative Land Evaluation. In: Stewart, B.A. (Ed.), *Advances in Soil Science*. Springer US, New York, NY, pp. 177-213.
- Casby-Horton, S., Herrero, J., Rolong, N.A., 2015. Chapter Four - Gypsum Soils— Their Morphology, Classification, Function, and Landscapes. In: Donald, L.S. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 231-290.
- CBDSA, - Comisión del Banco de Datos de Suelos y Aguas, 1983. *SINEDARES, Manual para la Descripción Codificada de Suelos en el Campo*. MAPA, Madrid, pp. 137.
- De los Rios, F., 1966. Colonizacion de las Bardenas, Cinco villas, Somontano y Monegros, Seccion de estudios agricolas (3). Institucion" Fernando el Catolico", Zaragoza, Spain, pp. 56.
- Díaz, L., Herrero, J., 1992. Salinity estimates in irrigated soils using electromagnetic induction. *Soil Science*, 154, 151-157.
- Faci, J.M., Bensaci, A., Slatni, A., Playán, E., 2000. A case study for irrigation modernisation - I. Characterisation of the district and analysis of water delivery records. *Agricultural Water Management*, 42, 313-334.
- Franzmeier, D.P., 1991. Estimation of Hydraulic Conductivity from Effective Porosity Data for Some Indiana Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 1801-1803.

- Givi, J., Prasher, S.O., Patel, R.M., 2004. Evaluation of pedotransfer functions in predicting the soil water contents at field capacity and wilting point. *Agricultural Water Management*, 70, 83-96.
- Harman, H.H., 1967. *Modern factor analysis*. 2nd ed. Oxford, England: Univ. of Chicago Press, pp. 474.
- Herrero, J., Artieda, O., Hudnall, W.H., 2009. Gypsum, a Tricky Material. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 1757-1763.
- Herrero, J., Bercero, A., 1991. La salinidad en el nuevo regadío de Quinto (Zaragoza). *Suelo y planta*, 602, 585-602.
- Ibarra, P., 2004. La diversidad edáfica del territorio aragonés. In: Peña Monné, J.L., Longares Aladrén, L.A., Sánchez Fabre, M. (Eds.), *Geografía física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*. Institución Fernando el Católico and Universidad de Zaragoza, Zaragoza, pp. 41-53.
- Isidoro, D., 1999. Impacto del regadío sobre la calidad de las aguas superficiales del Barranco de La Violada: salinidad y nitratos. PhD Thesis, Univerisidad de Lleida, Lleida, 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, 123-142.
- Jiménez-Aguirre, M., Isidoro, D., Barros, R., 2014a. Effect of irrigation modernization on water and nitrogen use efficiency, European Geosciences Union General Assembly 2014 (EGU). Vienna (Austria), 27th April - 2nd May 2014. Vol. 16, EGU2014-775.
- Jiménez-Aguirre, M., Isidoro, D., Barros, R., Aragüés, R., 2014b. Salt balances in a pre- and post-modernized irrigation district, Third International Salinity Forum., Riverside, CA (USA). 16-18th June 2014.
- Lin, L.I.-K., 1989. A concordance correlation coefficient to evaluate reproducibility. *Biometrics*, 255-268.
- MARM - Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino, 2002. Plan Nacional de Regadíos
- MARM - Ministerio de Medio Ambiente Medio Rural y Marino, 2006. Plan de choque de modernización de regadíos
- McBride, G., 2005. A proposal for strength-of-agreement criteria for Lin's concordance correlation coefficient. NIWA Client Report: HAM2005-062.
- Minasny, B., Hartemink, A.E., 2011. Predicting soil properties in the tropics. *Earth-Science Reviews*, 106, 52-62.
- Moret-Fernández, D., Herrero, J., 2015. Effect of gypsum content on soil water retention. *Journal of Hydrology*, 528, 122-126.

- Nguyen, P.M., Van Le, K., Botula, Y.-D., Cornelis, W.M., 2015. Evaluation of soil water retention pedotransfer functions for Vietnamese Mekong Delta soils. *Agricultural Water Management*, 158, 126-138.
- Nogués, J., Herrero, J., 2003. The impact of transition from flood to sprinkler irrigation on water district consumption. *Journal of Hydrology*, 276, 37-52.
- Nogués, J., Robinson, D.A., Herrero, J., 2006. Incorporating Electromagnetic Induction Methods into Regional Soil Salinity Survey of Irrigation Districts. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70, 2075-2085.
- Oosterbaan, R., Nijland, H., 1994. Determining the Saturated Hydraulic Conductivity. In: Ritzema, H. (Ed.), *Drainage principles and applications*. Ed. 2 ILRI Publication 16, Wageningen, The Netherlands, pp. 435-476.
- Pachepsky, Y.A., Rawls, W.J., Lin, H.S., 2006. Hydropedology and pedotransfer functions. *Geoderma*, 131, 308-316.
- Pinilla Navarro, A., 1968. Estudio sedimentológico de la zona aragonesa de la cuenca terciaria del Valle del Ebro. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección Geológica*, 207-217.
- Playán, E., Slatni, A., Castillo, R., Faci, J.M., 2000. A case study for irrigation modernisation: II Scenario analysis. *Agricultural Water Management*, 42, 335-354.
- Poesen, J., Lavee, H., 1994. Rock fragments in top soils: significance and processes. *CATENA*, 23, 1-28.
- Quirantes, J., 1978. Estudio sedimentológico y estratigráfico del Terciario continental de los Monegros. Zaragoza, ed. Institución Fernando El Católico (CSIC), Diputación Provincial de Zaragoza.
- Rawls, W.J., Brakensiek, D.L., 1989. Estimation of Soil Water Retention and Hydraulic Properties. In: Morel-Seytoux, H.J. (Ed.), *Unsaturated Flow in Hydrologic Modeling*. Springer Netherlands, pp. 275-300.
- Schaap, M.G., Leij, F.J., van Genuchten, M.T., 2001. ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of hydrology*, 251, 163-176.
- Šimůnek, J., Šejna, M., Saito, H., Sakai, M., van Genuchten, M.T., 2008. The Hydrus-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Version 4.0, HYDRUS Software Series 3. Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA.
- Slatni, A., 1996. Elaboration et evaluation des alternatives pour l'amelioration de l'utilisation de l'eau au sein de la communaute d'irrigants d'Almudévar. Master Thesis, Instituto Agronómico Mediterraneo de Zaragoza (CIHEAM-IAMZ), Zaragoza, 132 pp.

- Soil Survey Division Staff, 1993. Soil survey manual. Soil Conservation Service. United States Department of Agriculture Handbook 18.
- Soil Survey Staff, 2011. Soil Survey Laboratory Information Manual. Soil Survey Investigations Report No. 45, Version 2.0.R. Burt (ed.). United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service.
- Soil Survey Staff, 2014. Keys to Soil Taxonomy (12th edition). United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service.
- Stambouli, T., 2012. Gestión avanzada del riego por aspersión en Parcela: Aplicación en el Valle Medio del Ebro. Master Thesis, Universidad de Zaragoza, Zaragoza, 190 pp.
- Szabolcs, I., Várallyay, G., 1979. Review of Research on Salt-Affected Soils. Unesco, pp. 137.
- Torres, M., 1983. Balance hidrosalino del un polígono de riego en los Llanos de La Violada (Huesca). Master Thesis, Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (CIHEAM-IAMZ), Zaragoza, 273 pp.
- United States Salinity Laboratory Staff, 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils, Agriculture Handbook nº 60, pp. 160.
- Wagner, B., Tarnawski, V.R., Hennings, V., Müller, U., Wessolek, G., Plagge, R., 2001. Evaluation of pedo-transfer functions for unsaturated soil hydraulic conductivity using an independent data set. *Geoderma*, 102, 275-297.
- Wessolek, G., Bohne, K., Duijnsveld, W., Trinks, S., 2011. Development of hydro-pedotransfer functions to predict capillary rise and actual evapotranspiration for grassland sites. *Journal of Hydrology*, 400, 429-437.
- Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A., Le Bas, C., 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90, 169-185.
- Wösten, J.H.M., Pachepsky, Y.A., Rawls, W.J., 2001. Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *Journal of Hydrology*, 251, 123-150.

## **CAPÍTULO VII**

---

### ***CONCLUSIONES GENERALES***



## Capítulo VII. CONCLUSIONES GENERALES

---

Esta tesis presenta la evaluación ambiental (en cuanto la conservación de los recursos hídricos de la cuenca) y agronómica (en cuanto a la eficiencia de los recursos agua y nitrógeno y manejo del cultivo) de la modernización del sistema de riego de la Comunidad de Regantes de Almodévar (AWUA) de un sistema tradicional por riego por inundación a un sistema presurizado por aspersión. La AWUA representa el 92% de la superficie de la Zona Regable de La Violada (VID) entendida como un sistema hidrológico cerrado con un único punto de salida hacia el Barranco de La Violada.

La evaluación realizada se ha basado en el análisis de dos situaciones análogas de riego por inundación y riego por aspersión en la misma zona regable y con el mismo cultivo principal (maíz). La aportación fundamental de esta tesis ha sido la disponibilidad de datos reales de riego, rendimientos y fertilización, tanto de la situación previa como la posterior a la modernización. La información de ambos periodos se ha recogido y tratado bajo la misma metodología eliminando así cualquier factor externo no imputable propiamente a la transformación en riego por aspersión.

La herramienta fundamental para el diagnóstico y evaluación de la modernización del sistema de riego ha sido el balance de agua en la VID (Capítulos III y IV), realizado con datos reales de ambos sistemas de riego y con la incorporación de términos clave en el balance, como las filtraciones de canales. Este balance de agua se venía realizando en base al balance de agua en el suelo para cada cultivo a partir de datos agregados de entradas de agua (riego y precipitación) y de datos medios de las propiedades hídricas de los suelos [contenidos de humedad a capacidad de campo (FC) y punto de marchitez (WP)]. Al no disponer de la información de riego a nivel de usuario, se empleaban los datos agregados de manejo del cultivo (obtenidos de la información del riego global de la AWUA y de encuestas de fertilización), siendo suficiente el nivel de detalle de la información de las propiedades medias de los suelos.

Tecnológicamente, la modernización de la AWUA permite disponer de datos de riego por hidrante (prácticamente por parcela) con lo que las dosis reales de riego para cada cultivo están disponibles para la realización de balances de agua desagregados en caso de conocer la distribución de las características hidrológicas de los suelos de la VID con

el nivel de detalle adecuado. Este punto ha justificado la realización de forma paralela un mapa de suelos semidetallado para la evaluación hidrológica de la VID y su desagregación en unidades homogéneas de respuesta hidrológica (Capítulos V y VI). El objetivo final del mapa de suelos es facilitar información de campo para la aplicación de modelos hidrológicos desagregados en el conjunto de la VID (labor que queda pendiente para trabajos futuros), tanto para el cálculo de la evapotranspiración ( $ET_a$ ) como del drenaje.

Así pues, esta tesis se puede dividir en dos bloques: la evaluación de la modernización del sistema de riego y el mapa de suelos para la caracterización hidrológica de la VID. Aunque durante el desarrollo de la tesis, se ha preferido ordenar los capítulos según la secuencia anterior, en estas conclusiones generales se estima más oportuno comenzar por la caracterización hidrológica de los suelos, debido a su vinculación con los resultados obtenidos en la evaluación de la modernización del sistema de riego. Las principales conclusiones de ambos bloques se recogen a continuación:

#### ***(i) Mapa de suelos para la evaluación hidrológica de la VID***

El capítulo V de esta tesis describe el mapa de suelos semidetallado de la VID estableciendo 13 unidades de suelos hasta el nivel de familia según la Soil Taxonomy, y posteriormente el Capítulo VI pone especial énfasis en la caracterización de las propiedades hídricas de los suelos.

Los suelos de la VID se caracterizan principalmente por su alto contenido en carbonato cálcico equivalente en toda su extensión y en yeso de una forma más localizada dependiendo de la geomorfología a la cual también se encuentra ligada la textura del suelo y en menor medida la materia orgánica. La homogeneidad de estos suelos, permite definir un modelo general con funciones de pedotransferencia (PTFs) que vinculan las características hidrológicas (FC, WP y conductividad hidráulica) con la variabilidad observada en 3 factores: textura, contenido de yeso y materia orgánica.

Así mismo la variabilidad observada permite diferenciar tres zonas hidrológicas (en las que rigen PTFs diferentes), determinadas por su posición geográfica: (i) glacis, (ii) fondos de valle con alta presencia de yeso y (iii) fondos de valle y laderas con escasa presencia de yeso. La unión de las tres zonas define un modelo desagregado de la VID de ajuste ligeramente inferior al modelo general pero con estimas más precisas en los

fondos de valle ricos en yeso donde se concentra principalmente el riego de la VID debido a su mayor capacidad de retención del agua. Además se ha observado un comportamiento diferenciado de la conductividad hidráulica (generalmente baja) en las zonas de textura gruesa definiendo una zona adicional para este parámetro.

La profundidad máxima de raíces se ha determinado en 60 cm (profundidad de raíces abundantes en las calicatas realizadas), valor inferior al utilizado hasta ahora en los balances de agua en el suelo (92.7 cm). El efecto de esta menor profundidad media sobre la capacidad de retención de agua es menor del esperado, ya que la FC y WP se han estimado en este trabajo secando las muestras a una temperatura inferior (60°C) a la utilizada en los trabajos anteriores de caracterización de los suelos (105°C), resultando en una diferencia FC – WP algo mayor por la pérdida de las moléculas de agua constituyentes del yeso en los resultados previos. Esta diferencia pone de manifiesto la importancia de utilizar métodos específicos para la determinación de los contenidos de humedad en suelos ricos en yeso.

Hasta el momento los suelos de la VID no presentan problemas de salinidad (excepto en dos pequeñas zonas puntuales) o sodicidad más allá de los propios de un área semiárida con altos contenidos de yeso manteniendo los valores de  $EC_e$  en valores relativamente constantes en suelos yesosos (~2.9 dS/m), si bien trabajos anteriores identificaban más áreas salinas. Es de destacar la importancia de los trabajos de avenamiento realizados por los agricultores desde la puesta en riego de la VID evitando la subida del nivel freático y la salinización de la zona. Por otro lado es factible que la presencia de iones de  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$  en la solución del suelo junto con la presencia yeso geológico y acumulaciones secundarias, haya evitado la pérdida de estructura del suelo por sodificación o su encostramiento tras la puesta en marcha del nuevo sistema de riego por aspersión.

La información obtenida supone un punto de partida para el desarrollo de modelos desagregados hidrológicos y de transporte de contaminantes para la VID. El objetivo a largo plazo de estos modelos sería su aplicación en otros sistemas próximos con características semejantes y con una menor disponibilidad de información.

*(ii) Evaluación de la modernización de la VID*

Los Capítulos III y IV de la tesis evalúan las implicaciones de la modernización del sistema de riego de la AWUA desde un punto de vista ambiental sobre la disponibilidad de los recursos hídricos (ahorro de agua) y su calidad (masas exportadas) a nivel de cuenca (VID) y como receptor final, la Cuenca del Ebro; y desde un punto de vista agronómico del uso de recursos de agua y fertilización nitrogenada así como del manejo del cultivo. De forma general se pueden enumerar las siguientes conclusiones sobre el proceso de modernización:

1. Se ha comprobado que el tipo de sistema de riego por inundación o aspersión está directamente relacionado con el volumen de riego aplicado y por consiguiente del volumen de los flujos de retorno en la VID.
2. La masa de sales y nitrato exportada al B<sup>co</sup> de La Violada depende principalmente del volumen de riego más que de la concentración (sólidos disueltos y nitrato) del caudal de drenaje.
3. Tanto el volumen de riego como la concentración de nitrato presentan una cierta vinculación con los cultivos dominantes (maíz, alfalfa y cereal) y principalmente con el cultivo del maíz (y dobles cultivos), de elevadas necesidades hídricas y con altos requerimientos de N.

*IMPLICACIONES AMBIENTALES SOBRE LOS RECURSOS HÍDRICOS:*

4. La modernización del sistema de riego ha supuesto un ahorro del 36% del volumen extraído del Canal de Monegros para el riego de la VID, desde 37 hm<sup>3</sup>/año en riego por inundación a 24 hm<sup>3</sup>/año en riego por aspersión (Fig. VII.1). Junto con la construcción del nuevo Canal de La Violada, que supuso la reducción de las pérdidas por filtraciones de canales, y una pluviometría muy elevada en los años 1996 y 1997 (Capítulo II), la transformación del sistema de riego ha implicado para la VID un menor volumen de agua introducido en un sistema de riego rico en yeso: 47 hm<sup>3</sup>/año en riego por aspersión frente 71 hm<sup>3</sup>/año en riego por inundación (riego, precipitación y filtraciones de los canales).
5. En términos de consumo de agua a nivel de cuenca la modernización del sistema de riego ha supuesto una disminución de los recursos de agua de 6 hm<sup>3</sup>/año debido al

incremento de la  $ET_a$  (de 28 a 34  $hm^3/año$ ; Fig. VII.1) y las pérdidas por evaporación y arrastre (PEA; 3  $hm^3/año$ ) propias de un sistema por aspersión.

- El volumen retornado a la cuenca (drenaje) se ha reducido un 69% tras la modernización (13  $hm^3/año$  en riego por aspersión frente 43  $hm^3/año$  en riego por inundación; Fig. VII.1) debido a las menores entradas de agua. Sin embargo, la calidad del drenaje se ha mantenido, aunque con concentraciones ligeramente superiores en riego por aspersión tanto de sólidos disueltos como nitrato (TDS y  $N-NO_3^-$ ).

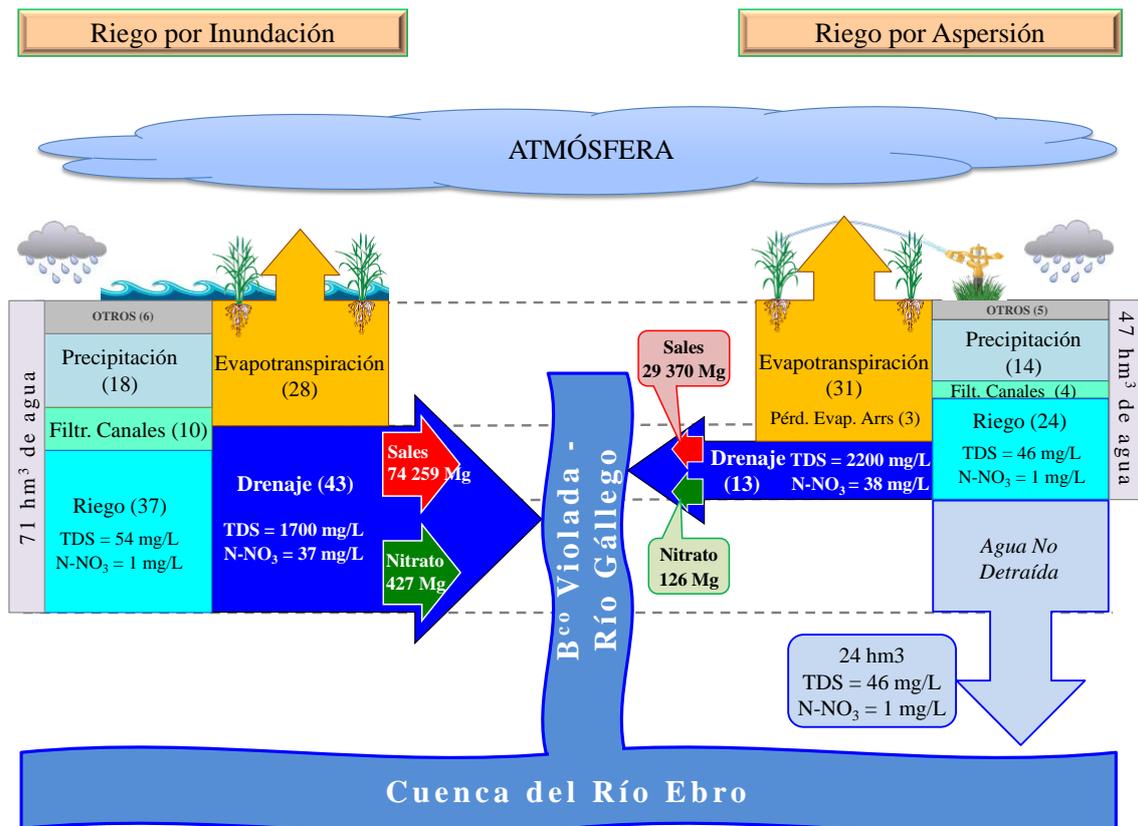


Fig. VII.1. Implicaciones ambientales sobre los recursos hídricos y las masas exportadas en la VID durante el riego por inundación (1995-98) y el riego por aspersión (2011-15).

- Esto implica un volumen de agua no detraída del Canal de Monegros de 24  $hm^3/año$  que queda disponible para otros usos con su excelente calidad original. No obstante, esto no implica un aumento de recurso disponible en la cuenca, pero sí una mejor calidad global del agua disponible.
- Los índices hidrológicos de aprovechamiento del agua se han mejorado sensiblemente debido a las mejoras en gestión e infraestructuras de riego: Se ha reducido considerablemente la fracción de drenaje (61% en inundación a 23% en aspersión) gracias a la reducción de los flujos de retorno. Se ha elevado fracción

consuntiva (de 51% a 89%) al haberse incrementado el consumo realizado por los cultivos ( $ET_a$ ), aunque también han aparecido las PEA, un uso consuntivo no beneficioso. Finalmente la modernización del sistema de riego ha supuesto una mejora en la eficiencia de riego desde el 56% al 80%, al ser capaz el riego de satisfacer en mayor medida las necesidades hídricas de los cultivos.

IMPLICACIONES AMBIENTALES SOBRE LAS MASAS EXPORTADAS:

9. El menor volumen de riego aportado a la VID implica menores entradas de sales, escasas ya de por sí debido a la buena calidad del agua del Canal de Monegros.
10. La modernización del sistema de riego no ha supuesto una variación significativa en la masa total aportada de N por fertilización en la AWUA (819 Mg/año a 849 Mg/año). Aun cuando sí se observó una ligera intensificación de cultivo ocasionada principalmente por la introducción de las dobles cosechas y un pequeño aumento de la superficie cultivable.
11. El esperado efecto de aumento de la concentración de sólidos disueltos (TDS) no se ha producido de forma significativa debido a la disolución del yeso del suelo que mantiene en unos niveles constantes la conductividad eléctrica registrada en la estación de aforos. Si bien, el ligero aumento observado ha sido producido por causas naturales (fuerte precipitación el 20 de octubre de 2012), más que por la propia modernización del sistema de riego, aunque parece estar muy vinculado con un proceso de acumulación de sales por insuficiente lavado desde la construcción del nuevo Canal de La Violada (2003) y posteriores obras de transformación que redujeron el caudal de salida (~60%) durante al menos ocho años (2003-2010).
12. Aunque la concentración de nitrato tampoco ha presentado el incremento significativo esperado, la tendencia al alza de los últimos tres años junto con una mayor presencia del cultivo del maíz (con altos requerimientos de fertilización), parecen indicar que el nuevo caudal del barranco no es suficiente para asegurar una dilución suficiente para mantenerlo por debajo de los límites establecidos legalmente (50 mg/L).
13. La modernización ha permitido reducir considerablemente las masas de sales y nitrógeno exportadas al B<sup>co</sup> de La Violada dada la escasa magnitud del nuevo flujo de drenaje. La masa de sales exportadas se ha reducido un 68% (de 19.9 Mg/ha a

6.3 Mg/ha) y la de nitrato un 72% (de 114 kg/ha a 32 kg/ha). Esto implica una reducción del 60% y 70% respectivamente de la masa total exportada al año (Fig. VII.1).

14. La modernización ha variado sensiblemente la época de lavado de sales. Bajo riego por aspersión el lavado se produce a lo largo de todo el año hidrológico (por las lluvias de invierno y el riego en verano) mientras que en riego por inundación se producía principalmente durante la estación de riego. Un lavado de sales a lo largo de todo el año supone que el mayor aporte de masas contaminantes (sales y nitratos) a las masas de agua receptoras no se produce en la época estival, época con menores caudales circulantes, disminuyendo su efecto sobre la degradación de las mismas. El actual lavado es suficiente para asegurar la no salinización de la VID, hecho confirmado (de momento) con el análisis de suelos de los Capítulos V y VI.

#### IMPLICACIONES AGRONÓMICAS DE LA MODERNIZACIÓN:

15. El sistema de riego por aspersión ha permitido a los agricultores de la AWUA aplicar el riego y la fertilización con menores dosis y mayores frecuencias, como se postulaba desde diferentes trabajos previos.
16. Existe una fuerte vinculación entre la cantidad y calidad de los retornos de riego de la VID con la superficie de cultivo del maíz, debido a sus altos requerimientos hídricos y de fertilización.
17. El riego por aspersión, mediante la fertirrigación, permite aplicaciones más frecuentes de N con el doble objetivo de reducir las pérdidas por lixiviación y adaptarse a las necesidades del ciclo de cada cultivo. En el maíz se han aplicado hasta cuatro o incluso algún caso cinco coberteras frente a dos en riego por inundación. Sin embargo el manejo de la fertilización de la alfalfa y el cereal no se ha visto afectada por el cambio de sistema de riego.
18. El aumento del número de coberteras del maíz junto con la introducción de las dobles cosechas, produce cierto solape entre coberteras, de tal manera que prácticamente durante todo el ciclo del cultivo se realizan aportes de N al sistema.
19. La fertilización orgánica no supone una práctica habitual en la VID frente a la mineral de práctica generalizada en ambos sistemas de riego. El aporte de abonado

orgánico responde principalmente a una necesidad de gestión de residuos ganaderos de la zona.

20. La producción de los cultivos se ha favorecido por el cambio de sistema de riego, especialmente para el maíz y el cereal. Sin embargo el incremento de la evapotranspiración ( $ET_a$ ) no corresponde en la misma proporción a este incremento del rendimiento como se esperaría, posiblemente debido a un sesgo en el cálculo de la  $ET_a$ . Basar los balances de agua en el suelo en unidades de suelo hidrológicamente homogéneas podría mejorar los cálculos de  $ET_a$  efectuados.
21. El extraordinario incremento general en la eficiencia de uso de agua respecto al riego aplicado, evidencia la mejora en las infraestructuras realizada tras la modernización, aunque estas mejoras empezaron con la construcción del nuevo Canal de La Violada. La eficiencia de uso del agua respecto a la  $ET_a$  acusa los efectos de la posible infravaloración realizada en los cálculos del balance de agua en el suelo, remarcando la necesidad de realizar estos balances desagregados por unidades de suelo homogéneas. Finalmente, la eficiencia de uso del nitrógeno evidencia el mejor aprovechamiento de este recurso tras la modernización principalmente por la reducción de la dosis aportada y el rendimiento obtenido. Es de destacar que el cultivo de maíz (como cultivo dominante en los periodos considerados) ha mejorado estas tres eficiencias de uso consideradas.

### *Consideraciones finales*

La modernización del sistema de riego efectivamente ha representado para la VID una reducción caudal devuelto a la cuenca, puesto que se produce un aumento del uso consuntivo ( $ET_a$ ) y de los rendimientos obtenidos de los cultivos. Sin embargo la menor detracción de agua para riego por aspersión, preserva la calidad de ésta, dejando un mayor volumen de agua disponible para otros usos posteriores y reduce de forma considerable los flujos de retorno y los contaminantes asociados a ellos (sales y nitrato).

No obstante, la reducción del caudal de retorno evita la dilución del nitrato, manteniendo su concentración próxima a los límites legales y superándola habitualmente. Una mayor regulación por los organismos cuenca, asegurando un caudal circulante que diluya esta concentración de nitrato podría ser adecuada, aunque habría

que llegar a un equilibrio entre las sales que se disolverían por el mayor caudal circulante y la dilución de nitrato necesaria.

Tanto los índices de calidad hidrológica como las eficiencias de agua y nitrógeno han sido generalmente mejorados tras la modernización, especialmente para el maíz, cultivo más vinculado con las afecciones medioambientales que produce el regadío en la VID.

El proceso de cambio en la VID ha sido paulatino, desde que se comenzaron a implementar las mejoras en la AWUA a principios de la década 00s y que ha culminado con la puesta en servicio y madurez (o casi) del sistema por aspersión a mediados de los 10s. Quizá podría esperarse otro mínimo cambio tras la previsible modernización del 8% correspondiente a las Comunidades de Regantes de Tardienta y de Gurrea de Gállego.

Es de destacar que esta tesis se basa en la comparación de un sistema por inundación estable y con una antigüedad cercana a los 60 años, mientras que el joven sistema por aspersión (5 años) todavía puede tardar en estabilizarse. Por ello es necesario continuar el seguimiento de la VID implementando modelos hidrológicos de la zona no saturada del suelo y su conexión con el acuífero para tener un conocimiento completo del sistema y de esta manera, disponer de modelos del régimen hídrico y movimiento de solutos antes y después de la modernización del sistema de riego. Así mismo, la evaluación de todo el proceso de modernización estaría completa con una evaluación económica de la inversión realizada tanto desde fondos públicos como capital privado aportado por los agricultores, considerando parámetros como la nueva rentabilidad de la producción, los nuevos costes de explotación (principalmente los energéticos) y valorando el bienestar social adquirido por los agricultores, entre otros.



*Vale.*

*Miguel de Cervantes – Don Quijote de La Mancha.*



## ANEJO. LISTADO DE ABREVIATURAS

SIGLA	ESPAÑOL	INGLÉS
00s	Periodo de pre-transformación (2005-07)	
10s	Periodo de riego por aspersión (2011-15)	
90s	Periodo de riego por inundación (1995-98)	
$\alpha$	Coefficiente de filtración	
AEMET	Agencia Estatal de Meteorología	
AF	Análisis Factorial	
AF-N	Análisis Factorial del Nitrato exportado	
AF-S	Análisis Factorial del Balance de Sales	
AH	Año Hidrológico	
$A_m$	Superficie mojada del Canal de Monegros	
ANOVA	Análisis de la Varianza	Analysis of the Variance
$A_q$	Superficie mojada de la Acequia de Sta Quiteria	
$A_v$	Superficie mojada del Canal de La Violada	
AWC	Agua disponible en el suelo	Available Water Capacity
AWUA	Comunidad de Regantes de Almodóvar	Almodóvar Water User Association
$B^{co}$	Barranco	
BD	Densidad aparente	Bulk Density
CCE	Carbonato Cálcico Equivalente	Calcium Carbonate Equivalent
CE	Elementos gruesos	Coarse Elements
CF	Fracción consuntiva	Consumptive Fraction
$CF_{00s}$	CF en el periodo de pre-transformación	
$CF_{10s}$	CF en el periodo de riego por aspersión	
$CF_{90s}$	CF en el periodo de riego por inundación	
CHE	Confederación Hidrográfica del Ebro	
CMO	Canal de Monegros	
CRG	Comunidad de Regantes de Gurra de Gállego	
CRT	Comunidad de Regantes de Tardienta	
CS	Filtraciones de Canales.	Canal Seepages
$CS_{00s}$	CS en el periodo de pre-transformación	
$CS_{10s}$	CS en el periodo de riego por aspersión	
$CS_{90s}$	CS en el periodo de riego por inundación	
CU	Uso Consuntivo	Consumptive Use
$CU_{00s}$	CU en el periodo de pre-transformación	
$CU_{10s}$	CU en el periodo de riego por aspersión	
$CU_{90s}$	CU en el periodo de riego por inundación	
CV	Coefficiente de Variación	Coefficient of Variation
$\Delta_{/90\sigma}$	Incremento respecto al riego por inundación	
DC-Maíz	Doble Cosecha con maíz	
DF	Fracción de drenaje	Drainage Fraction
$DF_{00s}$	DF en el periodo de pre-transformación	
$DF_{10s}$	DF en el periodo de riego por aspersión	
$DF_{90s}$	DF en el periodo de riego por inundación	
dfE	Grados de libertad del error	Degrees of freedom of the Error
dfT	Grados de libertad del total	Degrees of freedom of the Total
$\Delta W$	Incremento del agua en el suelo	
EC	Conductividad Eléctrica	Electrical Conductivity.
$EC_{1:5}$	EC del extracto suelo:agua 1:5	EC of the 1:5 soil-water extract
$EC_e$	EC del extracto de la pasta saturada del suelo	EC of the saturated paste extract
$ET_0$	Evapotranspiración de referencia	
$ET_a$	Evapotranspiración real del cultivo	Actual evapotranspiration

ABREVIATURAS

SIGLA	ESPAÑOL	INGLÉS
ET <sub>a-00s</sub>	ET <sub>a</sub> en el periodo de pre-transformación	
ET <sub>a-10s</sub>	ET <sub>a</sub> en el periodo de riego por aspersión	
ET <sub>a-90s</sub>	ET <sub>a</sub> en el periodo de riego por inundación	
ET <sub>a-Alf</sub>	ET <sub>a</sub> de la alfalfa	
ET <sub>a-AWUA</sub>	ET <sub>a</sub> anual en la AWUA	
ET <sub>a-Ce</sub>	ET <sub>a</sub> del cereal	
ET <sub>a-Mz</sub>	ET <sub>a</sub> del maíz	
E-WUE	Eficiencia de uso del agua respecto a la ET <sub>a</sub>	Water Use Efficiency respect ET <sub>a</sub>
FC	Capacidad de campo	Field Capacity
GC	Contenido de yeso	Gypsum Content
GIS	Sistemas de información geográfica	Geographic Information System
GO	Salidas subterráneas	Groundwater Outflow
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Contenido en bicarbonato	
h <sub>m</sub>	Altura del agua en el Canal de Monegros	
h <sub>q</sub>	Altura ra del agua en la Acequia de Sta Quiteria	
H <sub>R</sub>	Humedad Relativa	
h <sub>v</sub>	Altura de agua en el Canal de La Violada	
I	Riego	Irrigation
I <sub>00s</sub>	Dosis de I en el periodo de pre-transformación	
I <sub>10s</sub>	Dosis de I en el periodo de riego por aspersión	
I <sub>90s</sub>	Dosis de I en el periodo de riego por inundación	
I <sub>Alf</sub>	I anual de la alfalfa	
I <sub>Ce</sub>	I anual del cereal	
I <sub>Mz</sub>	I anual del maíz	
IEf	Eficiencia de riego	Irrigation Efficiency
IEf <sub>00s</sub>	IEf en el periodo de pre-transformación	
IEf <sub>10s</sub>	IEf en el periodo de riego por aspersión	
IEf <sub>90s</sub>	IEf en el periodo de riego por inundación	
IRF	Flujos de retorno del regadío	Irrigation Return Flows
IS	Estación de Riego	Irrigation Season
I-WUE	Eficiencia de Uso del Agua respecto al Riego	Water Use Efficiency respect Irrigation
I-WUE <sub>00s</sub>	I-WUE en el periodo de pre-transformación	
I-WUE <sub>10s</sub>	I-WUE en el periodo de riego por aspersión	
I-WUE <sub>90s</sub>	I-WUE en el periodo de riego por inundación	
I-WUE <sub>Alf</sub>	I-WUE de la alfalfa	
I-WUE <sub>Ce</sub>	I-WUE del cereal	
I-WUE <sub>Mz</sub>	I-WUE del maíz	
K <sub>c</sub>	Coficiente de cultivo	
K <sub>s</sub>	Coficiente de estrés	
K <sub>s</sub>	Conductividad hidráulica saturada del suelo	Saturated Hydraulic Conductivity
LSD		Least Significant Difference
Min	Abonado de origen mineral	
n		number of submodels
n	número de respuestas de encuestas	
N	Nitrógeno	
N		Number of samples
N <sub>F</sub>	Dosis de Fertilización nitrogenada	
N <sub>F-DC-2Cult</sub>	N <sub>F</sub> al segundo cultivo de la doble cosecha	
N <sub>F-00s</sub>	N <sub>F</sub> en el periodo de pre-transformación	
N <sub>F-10s</sub>	N <sub>F</sub> en el periodo de riego por aspersión	
N <sub>F</sub> <sup>1Cob</sup>	N <sub>F</sub> en la primera cobertera	
N <sub>F</sub> <sup>2Cob</sup>	N <sub>F</sub> en la segunda cobertera	
N <sub>F-90s</sub>	N <sub>F</sub> en el periodo de riego por inundación	
N <sub>F-Alf</sub>	N <sub>F</sub> de la alfalfa	
N <sub>F-Apli</sub>	Respuesta del N <sub>F</sub> aplicado por cada agricultor	
N <sub>F-Ce</sub>	N <sub>F</sub> del cereal	
N <sub>F</sub> <sup>Fondo</sup>	N <sub>F</sub> en abonado de fondo	
N <sub>F</sub> <sup>Min</sup>	N <sub>F</sub> <sup>Min</sup> de origen mineral	

SIGLA	ESPAÑOL	INGLÉS
$N_{F-Mz}$	$N_F$ del maíz	
$N_F^{Org}$	$N_F$ de origen animal	
nIS	Estación de no Riego	Non-Irrigation Season
$NL_Q$	Masa de Nitrato exportada por el drenaje por unidad d superficie	
$NL_{Q-00s}$	$NL_Q$ en el periodo de pre-transformación	
$NL_{Q-10s}$	$NL_Q$ en el periodo de riego por aspersión	
$NL_{Q-90s}$	$NL_Q$ en el periodo de riego por inundación	
$N-NO_3^-$	Concentración de Nitrógeno Nítrico	
$N-NO_3^-_{00s}$	$N-NO_3^-$ en el periodo de pre-transformación	
$N-NO_3^-_{10s}$	$N-NO_3^-$ en el periodo de riego por aspersión	
$N-NO_3^-_{90s}$	$N-NO_3^-$ en el periodo de riego por inundación	
$N_Q$	Masa total de Nitrato en el drenaje	
$N_{Q-00s}$	$N_Q$ en el periodo de pre-transformación	
$N_{Q-10s}$	$N_Q$ en el periodo de riego por aspersión	
$N_{Q-90s}$	$N_Q$ en el periodo de riego por inundación	
NUE	Eficiencia de Uso del Nitrógeno	
$NUE_{00s}$	NUE en el periodo de pre-transformación	
$NUE_{10s}$	NUE en el periodo de riego por aspersión	
$NUE_{90s}$	NUE en el periodo de riego por inundación	
$NUE_{Alf}$	NUE de la alfalfa	
$NUE_{Ce}$	NUE del cereal	
$NUE_{Mz}$	NUE del maíz	
OI	Otras entradas	Other Inputs
OM	Materia Orgánica	Organic Matter
Org	Abonado de origen animal	
P	Precipitación	Precipitation
p	Probabilidad de aplicación dosis de fertilizante	
$P_{ef}$	Precipitación efectiva	
PNR	Plan Nacional de Regadíos	
PTF	Funciones de pedotransferencia	Pedotransfer Functions
Q	Caudal de drenaje	
$Q_{00s}$	Q en el periodo de pre-transformación	
$Q_{10-12}$	Q en los años 2010-12	
$Q_{10s}$	Q en el periodo de riego por aspersión	
$Q_{90s}$	Q en el periodo de riego por inundación	
RMSE		Root Mean Square Error
S	Masa total de sales	
$S_{IN}$	S de entrada en la VID	
$S_{OUT}$	S de salida en la VID	
$S_Q$	S debida al drenaje	
$S_{Q-00s}$	$S_Q$ en el periodo de pre-transformación	
$S_{Q-10s}$	$S_Q$ en el periodo de riego por aspersión	
$S_{Q11-12}$	$S_Q$ en los años 2011-12	
$S_{Q13-15}$	$S_Q$ en los años 2013-15	
$S_{Q-90s}$	$S_Q$ en el periodo de riego por inundación	
$S_{Q-IS}$	$S_Q$ en la estación de riego	
$S_{Q-nIS}$	$S_Q$ en la estación de no riego	
SAR	Relación de adsorción del sodio	Sodium Adsorption Ratio
SB	Balance de sales	Salt Balance
$SB_{00s}$	SB en el periodo de pre-transformación	
$SB_{10s}$	SB en el periodo de riego por aspersión	
$SB_{90s}$	SB en el periodo de riego por inundación	
SD	Desviación estándar	Standard deviation
SIAR	Sistema de Información. Agroclimática para el Regadío	
SL	Masa de sales por unidad de superficie	Salt Loads
$SL_{CS}$	SL debida a las filtraciones de canales	

ABREVIATURAS

<b>SIGLA</b>	<b>ESPAÑOL</b>	<b>INGLÉS</b>
SL <sub>CS-00s</sub>	SL <sub>CS</sub> en el periodo de pre-transformación	
SL <sub>CS-10s</sub>	SL <sub>CS</sub> en el periodo de riego por aspersión	
SL <sub>CS-90s</sub>	SL <sub>CS</sub> en el periodo de riego por inundación	
SL <sub>I</sub>	SL debida al riego	
SL <sub>I-00s</sub>	SL <sub>I</sub> en el periodo de pre-transformación	
SL <sub>I-10s</sub>	SL <sub>I</sub> en el periodo de riego por aspersión	
SL <sub>I-90s</sub>	SL <sub>I</sub> en el periodo de riego por inundación	
SL <sub>IN</sub>	SL de entrada en la VID	
SL <sub>OUT</sub>	SL de salida en la VID	
SL <sub>P</sub>	SL debida a la precipitación	
SL <sub>Q</sub>	SL debida al drenaje	
SL <sub>Q-00s</sub>	SL <sub>Q</sub> en el periodo de pre-transformación	
SL <sub>Q-10s</sub>	SL <sub>Q</sub> en el periodo de riego por aspersión	
SL <sub>Q11-12</sub>	SL <sub>Q</sub> en los años 2011-12	
SL <sub>Q13-15</sub>	SL <sub>Q</sub> en los años 2013-15	
SL <sub>Q-90s</sub>	SL <sub>Q</sub> en el periodo de riego por inundación	
SSE		Sum of Squares of the Error
SST		Sum Squares of the Total
Sup	Superficie cultivada	
T	Temperatura	
TAW	Agua total disponible	
TDS	Solidos Disueltos Totales.	Total Dissolved Solids
TDS <sub>CS</sub>	TDS en las filtraciones de canales	
TDS <sub>I</sub>	TDS en el agua de riego	
TDS <sub>P</sub>	TDS en la precipitación	
TDS <sub>Q</sub>	TDS en el drenaje	
V	Volumen de agua facturado por la AWUA	Water Use Efficiency
V <sub>00s</sub>	V en el periodo de pre-transformación	
V <sub>10s</sub>	V en el periodo de riego por aspersión	
V <sub>90s</sub>	V en el periodo de riego por inundación	
VID	Zona Regable de la Violada	Violada Irrigation District.
Vw	Velocidad del Viento	
W	Contenido de agua en el suelo	
WDEL	Pérdidas por Evaporación y Arrastre	Wind Drift and Evaporation Losses
WP	Punto de marchitez permanente	Wilting Point
WUA	Comunidad de regantes	Water User Association
WUE	Eficiencia de Uso del Agua	Water Use Efficiency
Y	Rendimiento en seco del cultivo	Yield crop
Y <sub>00s</sub>	Y en el periodo de pre-transformación	
Y <sub>10s</sub>	Y en el periodo de riego por aspersión	
Y <sub>90s</sub>	Y en el periodo de riego por inundación	
Y <sub>Alf</sub>	Y de la alfalfa	
Y <sub>Ce</sub>	Y del cereal	
Y <sub>Mz</sub>	Y del maíz	





**Universidad**  
Zaragoza

