



**Impactos ambientales del riego:
La transformación de la cuenca de Lerma
(Zaragoza, España)**

**Raphael Abrahão
Zaragoza, 2010**



**Departamento de Ingeniería
Química y Tecnologías
del Medio Ambiente**

Universidad Zaragoza

Impactos ambientales del riego: La transformación de la cuenca de Lerma (Zaragoza, España)

Memoria presentada por

RAPHAEL ABRAHAO

en satisfacción de los requisitos para optar al
grado de doctor

**Directores: Dr. Jesús Causapé Valenzuela
Dr^a. Judith Sarasa Alonso**

Zaragoza, 2010



**Departamento de Ingeniería
Química y Tecnologías
del Medio Ambiente**
Universidad Zaragoza

D. Jesús Causapé Valenzuela, investigador titular del Instituto Geológico y Minero de España y **Dña. Judith Sarasa Alonso**, profesora titular del área de Tecnologías del Medio Ambiente de la Universidad de Zaragoza,

INFORMAN

Que el trabajo contenido en la presente memoria de Tesis Doctoral, titulada

“Impactos ambientales del riego: La transformación de la cuenca de Lerma (Zaragoza, España)”, de **D. Raphael Abrahão**, ha sido realizado bajo nuestra dirección y se corresponde y adecua al Proyecto de Tesis aprobado por el Departamento de Ingeniería Química y Tecnologías del Medio Ambiente de la Universidad de Zaragoza.

Y para que así conste, firmamos este documento en Zaragoza a 25 de noviembre de 2010.

Fdo. Dr. Jesús Causapé Valenzuela

Fdo. Dr^a. Judith Sarasa Alonso

A mi familia

Agradecimientos

Agradezco a mis directores Jesús y Judith, por la paciencia, dedicación y todo lo que me han enseñado.

A todos los compañeros y compañeras que he encontrado durante este camino y que han aportado mucho más de lo que imaginan. Especialmente a Iker y a Nacho, que han contribuido con mucho tiempo y sudor.

Al apoyo del Programa Alban, Programa de Becas de Alto Nivel de la Unión Europea para América Latina, por la concesión de la beca nº E07D400318BR.

A los proyectos PMO19/2006 (DGA): *Reducción de las descargas de sales y nutrientes excedentes de riego a la red hídrica mediante estructuras de ecosistema*, CGL2009-13410-C02-01 (MICINN): *Evolución impacto agro-ambiental por la transformación en riego y eficacia depuradora de humedales* y CTM2008-01876/TECNO (MICINN / DGA-Caixa): *Regeneración de aguas depuradas mediante procesos de oxidación avanzada*.

A la Universidad de Zaragoza, al Instituto Geológico y Minero de España, al Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón, al Laboratorio de Calidad de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Ebro, y a la Comunidad de Regantes nº XI de Bardenas y sus agricultores.

A Monica, por motivarme e inspirarme todos los días. Sin ella nada de esto sería posible.

A mis padres y abuelos, por el apoyo incondicional y por todo lo que son.

Estructura del documento

La presente memoria se ha estructurado con una introducción general (Capítulo I) seguida de la descripción del área de estudio (Capítulo II) y de cuatro capítulos centrales (Capítulos III, IV, V y VI) que siguen el siguiente esquema: introducción, metodología, resultados y discusión, y conclusiones.

Estos cuatro capítulos centrales son independientes, aunque están relacionados en varios aspectos ya que han sido desarrollados en la misma área de estudio y con el mismo objetivo general de la tesis.

Tras la discusión general y conclusiones finales (Capítulo VII) se incluyen las referencias bibliográficas (Capítulo VIII) citadas en todos los capítulos, el glosario de abreviaturas y un anexo fotográfico.

Resumen

La necesidad de desarrollo de una agricultura más eficiente y productiva motiva la transformación de nuevos regadíos. Sin embargo, el uso de agua en la agricultura puede afectar negativamente al medio ambiente en función del manejo agronómico llevado a cabo y de factores físicos como el clima o la geología.

Este trabajo pretende analizar el impacto ambiental que ha supuesto la reciente creación de un nuevo regadío. Para ello, durante los dos años anteriores (2004-2005) y los tres siguientes (2006-2008) al inicio de la transformación en riego de la cuenca de Lerma (752 ha, Zaragoza) se estudió: i) la evolución espacio-temporal de la contaminación por sales y nitrato; ii) la presencia de plaguicidas, metales y otras sustancias de importancia ambiental en aguas, sedimentos y suelos; iii) el uso del agua a partir de balances hídricos e índices de calidad del riego; y iv) las masas de sales y nitrato exportadas, evaluando el impacto agroambiental mediante el uso de índices de contaminación.

Los resultados muestran que la salinidad del agua de la cuenca disminuyó un 20% con la transformación, mientras que la concentración de nitrato aumentó en las zonas que reciben más retornos de riego, si bien, concentraciones del mismo orden ya se presentaron en condiciones de secano. No hubo problemas de contaminación por plaguicidas ni metales, aunque se detectaron puntualmente valores ligeramente elevados de endrín en el suelo, pp'- DDT en el agua, y Ni y Zn en los sedimentos.

La eficiencia de riego fue del 72%, con fracciones de drenaje del 15% y pérdidas por evaporación y arrastre en la aspersión del 13%. Con la transformación en riego se incrementó la masa de sales y nitrato exportada, pero los valores actuales son bajos (2,6 t/ha·año y 19 kg N-NO₃⁻/ha·año), otorgando menores índices de contaminación que otros regadíos estudiados de la cuenca del Ebro.

Mejorar la situación actual requeriría optimizar el riego (e.g. minimizar pérdidas por evaporación y arrastre, y el drenaje del riego) y la fertilización (e.g. mayor ajuste y fraccionamiento de las dosis). Aunque actualmente los niveles de contaminación no parecen preocupantes, es importante continuar estudiando la evolución del impacto agroambiental en Lerma, al menos, hasta que el regadío esté consolidado.

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
II. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	9
2.1. LOCALIZACIÓN Y MARCO GEOGRÁFICO	11
2.2. CONTEXTO GEOLÓGICO	13
2.3. CLIMA	17
2.4. AGRONOMÍA	19
III. EVOLUCIÓN ESPACIAL DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS POR SALES Y NITRATOS	23
3.1. INTRODUCCIÓN	25
3.2. METODOLOGÍA	26
3.2.1. Zonificación de la cuenca de Lerma	26
3.2.2. Análisis de la salinidad y concentración de nitratos en las aguas	27
3.2.3. Determinación de los contaminantes agrarios exportados	28
3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	30
3.3.1. Salinidad y contaminación por nitratos de las aguas	30
3.3.2. Contaminantes agrarios exportados	34
3.4. CONCLUSIONES	40
IV. CONTAMINACIÓN POR SUSTANCIAS ORGÁNICAS Y METALES EN AGUA, SEDIMENTOS Y SUELOS	41
4.1. INTRODUCCIÓN	43
4.2. METODOLOGÍA	44
4.2.1. Toma de muestras y conservación	44
4.2.2. Análisis de las muestras de agua	46
4.2.3. Análisis de las muestras sólidas: sedimentos y suelos	48
4.2.4. Procedimientos estadísticos	51
4.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	53
4.3.1. Plaguicidas y fertilizantes aplicados	53
4.3.2. Suelos	53
4.3.2.1. Análisis de plaguicidas, PAHs, PCBs y compuestos organoclorados	53
4.3.2.2. Análisis de metales	56
4.3.3. Aguas	62
4.3.3.1. Análisis de plaguicidas	62
4.3.4. Sedimentos	64
4.3.4.1. Análisis de plaguicidas, PAHs, PCBs y compuestos organoclorados	64
4.3.4.2. Análisis de metales	64
4.4. CONCLUSIONES	71

V. BALANCES HÍDRICOS Y CALIDAD DEL RIEGO	73
5.1. INTRODUCCIÓN	75
5.2. METODOLOGÍA	76
5.2.1. <i>Balances de agua</i>	76
5.2.2. <i>Aprovechamiento del agua e índices de calidad del riego</i>	80
5.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	82
5.3.1. <i>Balances hídricos</i>	82
5.3.2. <i>Aprovechamiento del agua e índices de calidad del riego</i>	87
5.4. CONCLUSIONES	91
VI. SALES Y NITRATOS EXPORTADOS POR EL NUEVO REGADÍO	93
6.1. INTRODUCCIÓN	95
6.2. METODOLOGÍA	96
6.2.1. <i>Balance salino y nitrato exportado</i>	96
6.2.2. <i>Índices de contaminación del regadío</i>	98
6.2.3. <i>Procedimientos estadísticos</i>	99
6.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	100
6.3.1. <i>Masas exportadas de sales</i>	100
6.3.2. <i>Masas exportadas de nitrato</i>	106
6.4. CONCLUSIONES	112
VII. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES FINALES	113
VIII. BIBLIOGRAFÍA	121
GLOSARIO DE ABREVIATURAS	133
ANEXO FOTOGRÁFICO	137

CAPÍTULO I:

INTRODUCCIÓN GENERAL

INTRODUCCIÓN GENERAL

La creciente demanda mundial de alimentos impulsa el desarrollo de una agricultura cada vez más eficiente y productiva. En muchas regiones del planeta, especialmente las de clima árido y semiárido, la agricultura de regadío es imprescindible para obtener las producciones necesarias.

El 40% de la producción agrícola mundial se obtiene del regadío, que está presente en tan sólo el 20% de la superficie cultivada (FAO, 2003a). Debido a estos mayores rendimientos de la agricultura de regadío sobre la de secano, se espera que la proporción de área regada se incremente cada vez más. Actualmente unos 250 millones de hectáreas agrícolas son regadas en todo el mundo, valor cinco veces superior al de principios del siglo XX (Rosegrant *et al.*, 2002).

Una de las principales cuestiones sobre el futuro del regadío es si habrá suficiente agua para satisfacer las necesidades de los cultivos y para todos sus otros usos (urbanos, industriales y ecológicos). La agricultura consume el 70% de toda agua extraída de sus cursos naturales, siendo por ello comúnmente considerada el principal factor responsable de la escasez global de agua dulce (FAO, 2003b).

No obstante la citada escasez es relativa, ya que la cantidad de agua del planeta se ha mantenido constante en los últimos 500 millones de años (Branco, 1972), mientras que una población mundial cada vez mayor tiene que utilizar este mismo recurso. Asimismo, la mayoría de los usos humanos alteran la calidad de las aguas, de manera que lo que realmente está disminuyendo es la disponibilidad de agua de buena calidad para los usos pretendidos.

Entre ellos, el uso de agua en la agricultura también puede alterar su calidad, además de producir otros impactos ambientales. Los más importantes son la contaminación por nitratos (Klocke *et al.*, 1999; Ribbe *et al.*, 2008), la salinización de suelos y aguas (Tanji y Kielen, 2002), la descarga de plaguicidas y otras sustancias peligrosas al ambiente (Senesi *et al.*, 1999; Carter, 2000) y los cambios en los regímenes naturales de los sistemas hídricos (Baldock *et al.*, 2000; Cai *et al.*, 2003).

Estos impactos pueden ser agravados por factores físicos (geología y clima) y agronómicos (manejo del riego y de la fertilización). Por ejemplo, la salinidad natural del terreno puesto en riego puede contribuir notablemente a la exportación de masas de sales del área regada, afectando a los recursos hídricos aguas abajo (Christen *et al.*, 2001; Tanji y Kielen, 2002).

Fuertes eventos de lluvia, por otro lado, provocan la movilidad lateral y vertical de estas sales en el suelo, pudiendo causar un importante aumento en las masas exportadas (Thayalakumaran *et al.*, 2007). Las lluvias intensas también pueden contribuir a la erosión de los suelos y al lavado de fertilizantes, plaguicidas y otros productos agroquímicos (Carter, 2000).

En cuanto a los factores agronómicos, García-Garizábal *et al.* (2009) verificaron que un adecuado manejo del agua de riego puede provocar importantes reducciones en las masas de sales y nitrato exportadas de una cuenca agrícola. Gheysari *et al.* (2009) indican que es posible controlar los niveles de nitrato lixiviado de la zona radicular con un adecuado manejo conjunto del riego y de la fertilización. Asimismo, se ha demostrado que una reducción en la fertilización nitrogenada puede disminuir sensiblemente los niveles de nitrato lixiviado sin provocar descenso en las producciones (Moreno *et al.*, 1996; Cui *et al.*, 2010), evidenciando, de esta manera, que es posible llegar a un equilibrio entre impactos ambientales aceptables y altas producciones agrícolas.

Los impactos generados por la actividad agrícola, también conocidos como impactos agroambientales, pueden tener graves consecuencias ecológicas. En los lagos, pantanos y ríos de todo el mundo habitan 126.000 especies animales, entre ellas peces, anfibios, caracoles, cocodrilos y tortugas, que están constantemente amenazados por los posibles cambios en la calidad del agua (Chadwick, 2010).

La amenaza es más evidente y destacada a través de la contaminación por plaguicidas y otras sustancias químicas peligrosas, pero estos animales también pueden ser gravemente afectados por la simple alteración de la salinidad natural del agua (Tanji y Kielen, 2002).

La eutrofización de los medios acuáticos, provocada por el exceso de nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo), representa otro riesgo para la vida animal y vegetal acuática. En el ecosistema acuático, este exceso de nutrientes causa diversos problemas como la proliferación de algas tóxicas, la disminución del oxígeno disuelto, la mortandad de animales y vegetales con la consecuente pérdida de biodiversidad e incluso problemas en las zonas costeras, especialmente alteraciones en los arrecifes de corales (Carpenter *et al.*, 1998).

También pueden surgir problemas económicos, ya que la posibilidad de reutilización del agua drenada de zonas agrícolas muchas veces se ve comprometida debido a su inferior calidad. La salinización de los suelos, por otro lado, provoca que unos 10 millones de hectáreas de regadío sean abandonadas anualmente (Szabolcs, 1989).

La salud humana es otro aspecto que puede verse afectado por los impactos agroambientales. Los plaguicidas y otras sustancias tóxicas suelen acumularse en los peces y otros animales acuáticos que posteriormente servirán de alimento (Senesi *et al.*, 1999). Así, algunos plaguicidas están relacionados con varios problemas de salud crónicos y agudos, incluyendo el riesgo de cáncer (Weisenburger, 1993; Longnecker *et al.*, 1997), y las altas concentraciones de nitrato en el agua de consumo humano están asociadas al desarrollo de metahemoglobinemia, enfermedad que puede provocar la muerte, principalmente en lactantes (Weisenburger, 1993; OMS, 2004).

Para evitar estos problemas, los organismos competentes establecen criterios de calidad con el propósito de proteger la salud humana y el medio ambiente. Entre los principales organismos destacan la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), además de agencias gubernamentales como la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA) y la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA).

A nivel jurídico en Europa, las principales directivas que están relacionadas, entre otras cosas, con la contaminación producida por la agricultura y el mantenimiento de la calidad de las aguas, son: la Directiva 91/676/CE, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura

(DOUE, 1991); la Directiva 2000/60/CE, por la que se establece un marco común de actuación en el ámbito de la política de aguas (DOUE, 2000); la Directiva 2006/118/CE, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro (DOUE, 2006); y la Directiva 2008/105/CE, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas (DOUE, 2008).

Actualmente, el establecimiento de criterios de calidad relacionados con otros impactos de la agricultura, como por ejemplo la contaminación de los suelos y de los sedimentos, aún están en desarrollo por parte de la legislación europea, ya existiendo alguna iniciativa en este sentido (DOUE, 2000; <http://ec.europa.eu/environment>).

En España, la legislación europea ha incentivado el desarrollo de normas jurídicas a nivel estatal, con el objetivo de minimizar el impacto generado por la actividad agrícola (BOE, 1996, 2005). A nivel autonómico, en Aragón se han creado programas de actuaciones como los códigos de buenas prácticas agrarias y las declaraciones de zonas vulnerables a la contaminación por nitratos (BOA, 1997, 2005, 2008, 2009).

El progreso en la legislación relativo a los impactos agroambientales depende de los avances sucedidos en el área científica. En este sentido, los estudios agroambientales tienen la doble función de cuantificar los impactos y proponer, directa o indirectamente, alternativas de gestión que minimicen estos impactos.

Los estudios agroambientales se intensificaron a partir de la década de los sesenta, con importante influencia del libro *Silent Spring* de Rachel Carson, que advertía sobre los efectos de los plaguicidas en el medio ambiente (Carson, 1962).

De este modo, muchos investigadores se han centrado en la contaminación producida por los plaguicidas y sus productos de degradación (metabolitos), además de otras sustancias y elementos que normalmente se manejan en zonas agrícolas y pueden ser transportados a otras zonas (Lauer *et al.*, 1966; Presser y Ohlendorf, 1987; Holmgren *et al.*, 1993; Carter, 2000; Schulz *et al.*, 2001; He *et al.*, 2005; Gómez-Gutiérrez *et al.*, 2006; Micó *et al.*, 2006; Rodríguez *et al.*, 2008; Hildebrandt *et al.*, 2009; Schipper *et al.*, 2008; Sheppard *et al.*, 2009).

Otra rama de investigación se ha dedicado principalmente a la contaminación por sales y nitratos (Moreno *et al.*, 1996; Klocke *et al.*, 1999; Power *et al.*, 2001; Caballero *et al.*, 2001; Zotarelli *et al.*, 2007; Thayalakumaran *et al.*, 2007; Gueysari *et al.*, 2009), que son considerados los contaminantes agrarios más problemáticos en la cuenca del Ebro, lo que ha incitado algunos estudios relacionados en esta cuenca (Cavero *et al.*, 2003; Causapé *et al.*, 2004a, 2004c, 2006; Isidoro *et al.*, 2006a y 2006b; García-Garizábal *et al.*, 2009).

La evaluación del manejo del riego y del uso del agua ha sido tenida en consideración por varios autores (Jensen *et al.*, 1967; Chaudhry, 1978; Zalidis *et al.*, 1997; Burt *et al.*, 1997; Clemmens y Burt, 1997; Al-Jamal *et al.*, 2001; Mateos, 2008), existiendo además publicaciones seleccionando la cuenca del Ebro como zona de estudio (Faci *et al.*, 2000; Dechmi *et al.*, 2003; Isidoro *et al.*, 2004; Causapé *et al.*, 2004b; Lecina *et al.*, 2005; Causapé *et al.*, 2006).

Sin embargo, hasta la fecha presente, ningún estudio ha tenido la oportunidad de empezar el seguimiento agroambiental de una zona real antes de su transformación en regadío, continuando la investigación con la implantación del riego, de manera que se pueda cuantificar el verdadero impacto ambiental de este regadío y la evolución temporal del mismo.

De este modo, la investigación desarrollada en esta tesis doctoral pretende realizar esta comparación evaluando la transformación de una cuenca hidrológica agrícola a partir del seguimiento agroambiental desde el período anterior a la transformación (años 2004 y 2005) y durante la gradual implantación del regadío (años 2006, 2007 y 2008).

El uso de una cuenca hidrológica como sistema a evaluar supone una ventaja en este tipo de análisis, ya que facilita la determinación y cuantificación de los componentes hídricos estudiados y de los contaminantes que transportan o almacenan, además de posibilitar la directa asociación a las características geológicas, climáticas y agronómicas del área de influencia al drenaje exportado.

Así, el objetivo general del estudio que compone esta tesis doctoral es analizar el impacto agroambiental que ha supuesto la transformación en riego de un área agrícola. Este objetivo general se divide en cuatro subobjetivos que coinciden con los objetivos específicos de cada capítulo central de la tesis y que son los que se enumeran a continuación:

1. Analizar la evolución de la contaminación de las aguas por sales y nitrato en diferentes zonas de la cuenca de estudio, teniendo en consideración sus distintas características físicas y agronómicas.

2. Caracterizar las aguas, sedimentos y suelos en cuanto a la presencia de plaguicidas, metales pesados y otras sustancias de interés medioambiental.

3. Evaluar el uso del agua a partir del desarrollo de balances hídricos y la aplicación de índices de calidad del riego.

4. Cuantificar las masas de sales y nitrato exportadas en el drenaje, analizando los factores más influyentes, y evaluar el impacto agroambiental mediante el uso de índices de contaminación, así como su evolución con la transformación en riego.

CAPÍTULO II:

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

2.1. LOCALIZACIÓN Y MARCO GEOGRÁFICO

La zona de estudio se corresponde con la cuenca hidrológica superficial del barranco de Lerma (752 ha). La cuenca se localiza en la margen izquierda del valle medio del Ebro (Fig. 2.1) a unos 5 km al sureste de Ejea de los Caballeros (Zaragoza) y pertenece al Sector XII (1680 ha) del polígono de riegos de Bardenas II.

Los regadíos de Bardenas datan de mitad del siglo XX, cuando la puesta en marcha del embalse de Yesa (río Aragón) y del canal de Bardenas posibilitaron el abastecimiento con aguas pirenaicas de buena calidad (conductividad eléctrica del agua: CE < 0,4 dS/m y [NO₃] < 3 mg/l) a unas 85.000 ha (<http://www.cgbardenas.net>).

En los últimos años se han puesto en riego sectores de Bardenas que fueron proyectados hace décadas y estaban todavía sin transformar. En este sentido, la puesta en riego del Sector XII de Bardenas II, incluida la cuenca de Lerma, se abordó en 2003 coincidiendo con el año de inicio del presente estudio.

La acequia de Sora (una de las principales del canal de Bardenas) es la encargada de transportar agua de riego a dos balsas situadas a cota suficiente para abastecer de riego a presión a las 1680 ha proyectadas en el Sector XII de Bardenas II (Anexo fotográfico). De ellas, 405 ha se incluyen en la cuenca de Lerma (54% de su superficie) distribuidas en 38 lotes, tanto de titularidad pública (53% del Ayuntamiento de Ejea de los Caballeros y 45% del Gobierno de Aragón) como privada (2%).

El período de construcción de la red general de abastecimiento y del resto de infraestructuras del nuevo regadío, así como la asignación de los lotes de titularidad pública, se prolongó hasta 2006, cuando comenzó a regarse el 31% del regadío proyectado en la cuenca de Lerma. El acondicionamiento y amueblamiento de parcelas continuó progresivamente en 2007 (68% en riego) y 2008, último de los cinco años hidrológicos de estudio, en el que la superficie en riego abarcó el 85% del área regable de Lerma (Fig. 2.1).

Es importante reseñar que la zona de estudio fue designada como zona vulnerable a la contaminación por nitratos en 2008 (BOA, 2008).

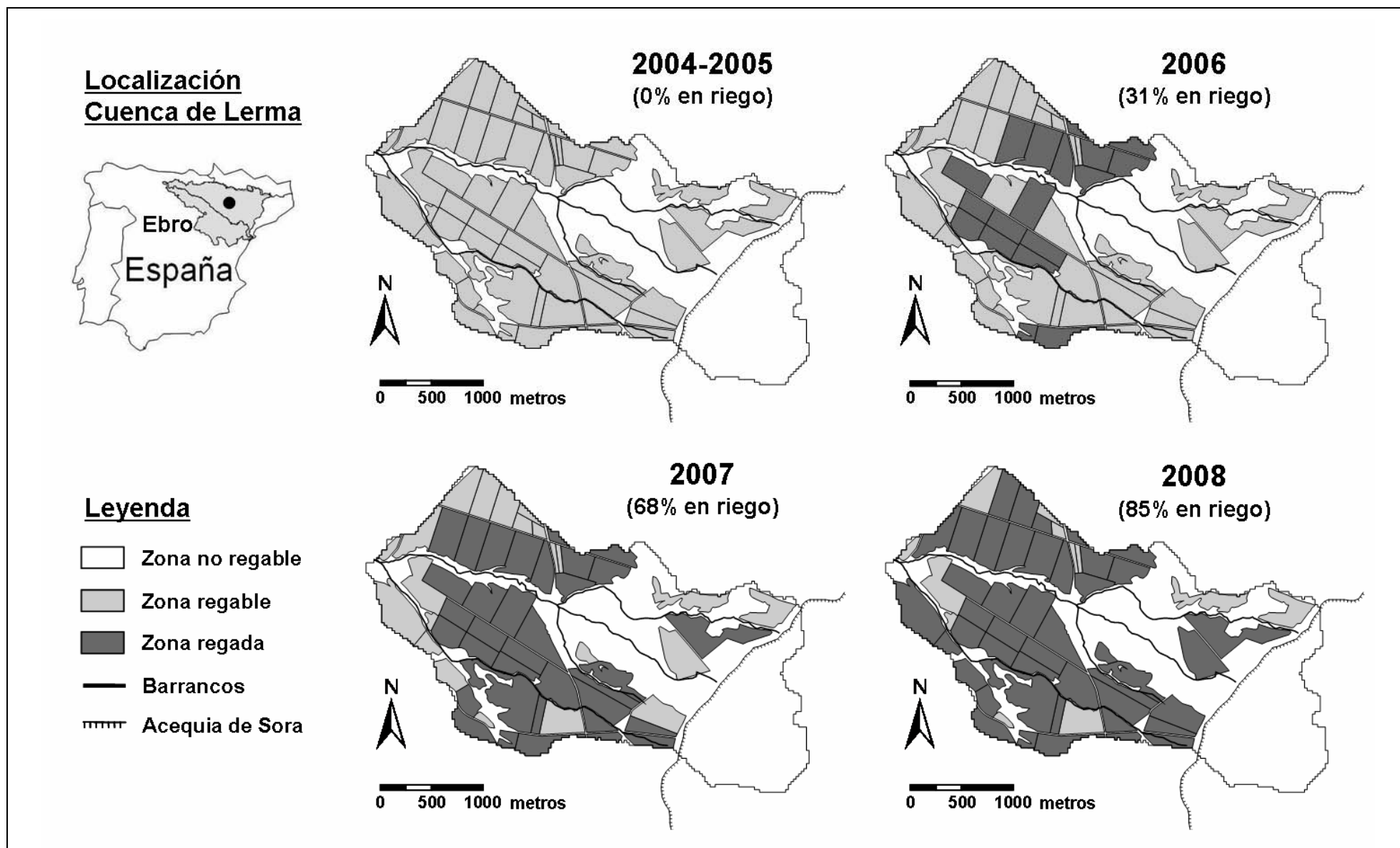


Figura 2.1. Localización de la cuenca de Lerma en el valle medio del Ebro (España) y evolución de su transformación en riego.

2.2. CONTEXTO GEOLÓGICO

La cuenca de Lerma está constituida principalmente por glacis cuaternarios (59% de la superficie) que tienen su origen en los relieves del relleno terciario del valle medio del Ebro y que se localizan fuera de los dominios de la acequia de Sora, al este de la cuenca de Lerma (Fig. 2.2).

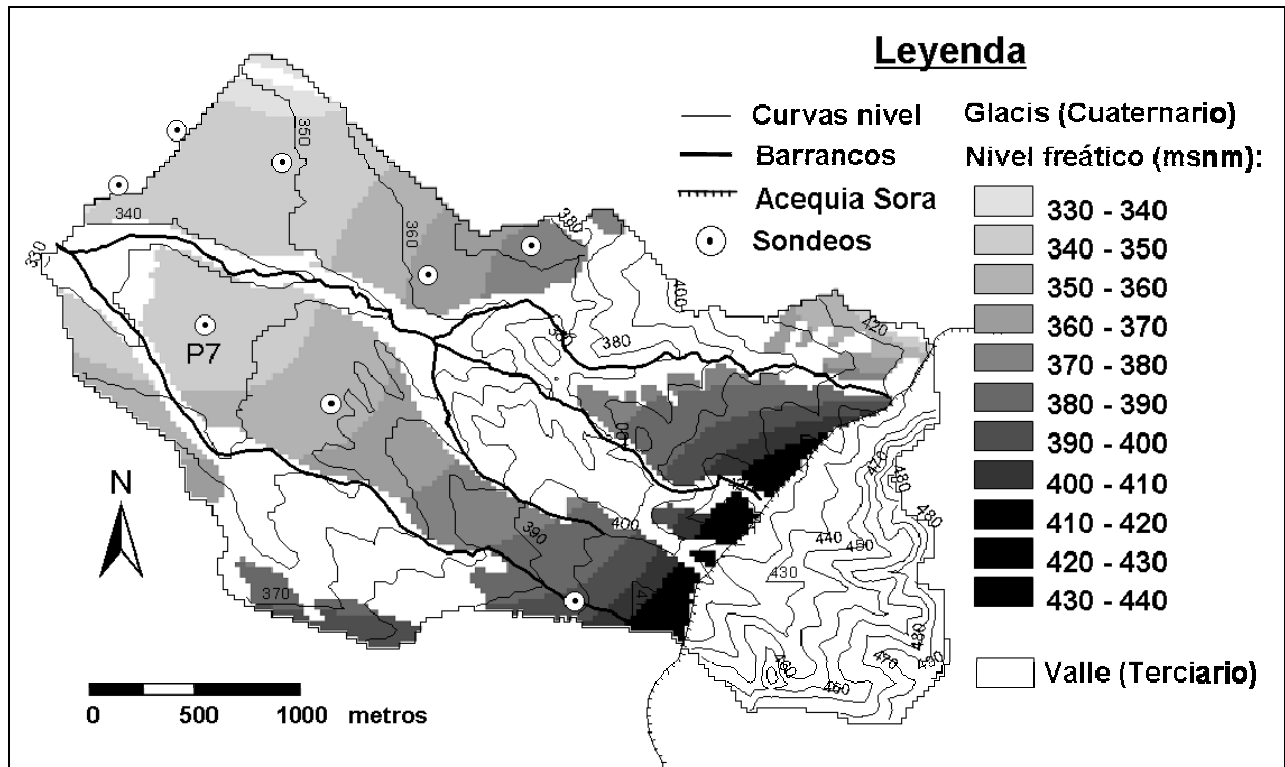


Figura 2.2. Mapa geomorfológico (fuente: Beltrán, 1986), topográfico (fuente: Mdt25 MIMAN, 2003; equidistancia = 10 m) y piezométrico (niveles freáticos invierno 2008; equidistancia = 10 m) de la cuenca de Lerma.

Según la información obtenida de una red de 8 sondeos implementada en marzo de 2008, los glacis están compuestos por gravas con matriz arcillosa cuyo espesor máximo no supera los 10 metros. Bajo ellos, y aflorando en los valles generados por la red de drenaje actual (41% de la superficie), se encuentran materiales terciarios (calizas, margas y yesos) considerados la principal fuente de sales de la zona (Causapé *et al.*, 2004a).

Limitados inferiormente por el sustrato impermeable terciario, los glacis constituyen unidades acuíferas permeables por porosidad intergranular y de carácter libre y colgado que alimentan la red de barrancos de Lerma, topográficamente más bajos (desniveles de unos 10 m), y que siguen la dirección de flujos general del sistema (de este a oeste), coincidente con el gradiente topográfico de la cuenca.

Antes de afrontar la transformación en riego del Sector XII de Bardenas II, Beltrán (1986) abordó el estudio de suelos de la zona. Según este autor los suelos desarrollados sobre los glacis de la cuenca de Lerma (Calcixerollic Xerochrepts; Soil Survey Staff, 1992) tienen una textura francoarcillosa-arcillosa y una profundidad efectiva entre 60 y 90 cm limitada por gravas, lo que les confiere un buen drenaje. Su baja salinidad (Conductividad eléctrica del extracto saturado de suelo: CEe < 4 dS/m) y pequeño riesgo de erosión (pendiente < 3%) permitió catalogarlos como adecuados para su transformación en riego y por ello el regadío proyectado se emplaza principalmente sobre los glacis.

En cambio, los suelos desarrollados en los valles de los barrancos de Lerma (Typic Xerofluvent), con origen por denudación, también con texturas medias (francoarcillosa-arcillosa), tienen una profundidad efectiva muy inferior (entre 30 y 45 cm), limitada por niveles tabulares de calizas o yesos que les confiere un drenaje lento. Su salinidad (CEe entre 4 y 8 dS/m) y elevadas pendientes (> 10%) aconsejaron su no transformación en riego (Beltrán, 1986).

Para obtener un mayor conocimiento de la variabilidad espacial de los suelos de la cuenca se elaboraron mapas de conductividad eléctrica aparente (CEa) generados con un sensor electromagnético móvil georreferenciado (SEMG) (Urdanoz *et al.*, 2008) que permitió la toma de 43.433 lecturas tanto en su configuración horizontal (CEah: integra la lectura hasta 1 metro de profundidad) como vertical (CEav: lectura integrada de los 2 primeros metros de suelo) (Fig. 2.3).

Los datos de campo se tomaron en condiciones de seco tras las lluvias de octubre de 2005 que homogeneizaron la humedad del suelo hasta capacidad de campo, de tal forma que las diferencias de CEa se debieron a las propias diferencias de capacidad de retención de agua y a la salinidad de cada suelo.

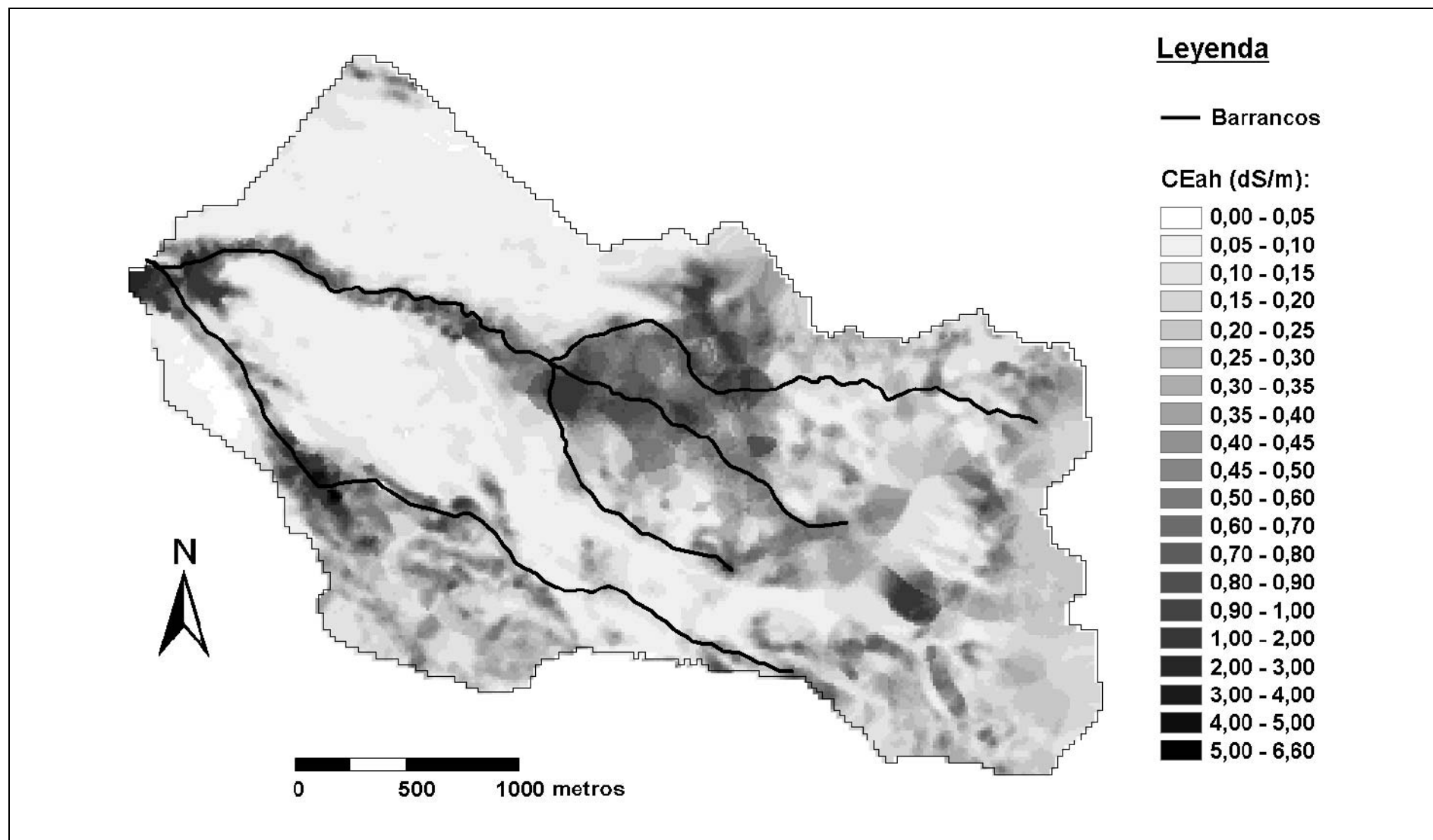


Figura 2.3. Mapa de conductividad eléctrica aparente a partir de un sensor electromagnético en configuración horizontal (CEah) de la cuenca de Lerma en octubre de 2005 (Urdanoz et al., 2008).

De la cartografía generada (Fig. 2.3) se deduce que la CEah media de los suelos de la cuenca de Lerma fue baja (0,27 dS/m), si bien, zonas deprimidas en el fondo de los valles alcanzaron valores de CEah superiores a 6 dS/m.

A partir de estos datos, Urdanoz *et al.* (2008) relacionaron la CEah con la CEe y constataron que el 92% del área de estudio presentaba CEe por debajo de 4 dS/m y por tanto una salinidad edáfica que no afecta al rendimiento de la mayoría de los cultivos de la zona (Aragüés y Cerdá, 1998).

Mientras los glaciares, donde principalmente se desarrollará la actividad de riego, presentaron una baja CEah (0,16 dS/m), los valles, donde aflora el terciario, presentaron el triple de CEah (0,44 dS/m).

Asimismo, la CEav media de la cuenca de Lerma (0,48 dS/m) fue casi el doble de la CEah (0,27 dS/m), indicando la presencia de perfiles normales en los que la salinidad de los suelos se incrementa en profundidad, conforme hay una mayor proximidad al sustrato salino terciario.

En cuanto a la geoquímica, un primer estudio de caracterización de las aguas superficiales a partir de la composición de las aguas naturales del barranco de Lerma (Causapé, 2003) determinó que la composición media de las aguas es clorurado-sulfatada sódico-magnésica, presentando una evolución espacial de bicarbonatadas a sulfatadas y finalmente cloruradas en función de su transcurrir desde los glaciares hacia los materiales terciarios más salinos.

Las variaciones del Ca^{2+} y principalmente el Mg^{2+} (dominante del tramo inicial y medio del barranco) responden a las variaciones del bicarbonato y sulfato según la composición de calcita (CaCO_3), dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y epsomita ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) mientras que el Na^+ responde a las variaciones del Cl^- , según la composición de la halita (NaCl) dominando el tramo final del barranco. En cuanto a las formas de nitrógeno presentes en las aguas del barranco de Lerma, se detectó que el 98% se encuentra en forma de nitrato, por lo que en esta tesis se decidió no emplear recursos en el análisis de nitrito, amonio y nitrógeno orgánico para cuantificar la masa total de nitrógeno exportada del área de estudio.

2.3. CLIMA

El clima del área durante el período de estudio (años hidrológicos 2004-2008) fue caracterizado interpolando los datos de las estaciones agroclimáticas (Red SIAR: Servicio Integral de Asesoramiento al Regante, <http://oficinaregante.aragon.es>) de Tauste (a 5 km de Lerma) y Ejea de los Caballeros (a 6 km de Lerma) mediante la técnica de la inversa del cuadrado de la distancia (Isaaks y Srivastava, 1989).

La precipitación (P) media de los cinco años de estudio fue de 408 mm/año con una elevada variabilidad anual ($CV= 37\%$), mientras que la evapotranspiración de referencia (ET_0) media, calculada por la ecuación de Penman-Monteith (Allen *et al.*, 1998), fue tres veces superior (1261 mm/año) y mucho menos variable ($CV= 6\%$), indicando que el clima de la región convierte al riego en un requisito indispensable para el desarrollo de cultivos con altas necesidades hídricas (e.g. maíz y hortalizas), además de ser fundamental para la obtención de mayores productividades en cultivos hídricamente menos exigentes (e.g. cereales de invierno).

En los dos primeros años de estudio se registraron los valores máximos y mínimos, tanto de precipitación ($P_{2004}= 628$ mm; $P_{2005}= 212$ mm) como de ET_0 ($ET_{0\ 2004}= 1153$ mm; $ET_{0\ 2005}= 1334$ mm), lo que permitió disponer, dentro del período de estudio, de dos años climáticamente extremos en condiciones de secano. Es destacable que la menor ET_0 coincidió con el año más lluvioso (Tabla 2.1), mientras que la mayor correspondió al año con menor precipitación, agravando así la problemática generada por la sequía.

Tabla 2.1. Precipitación (P) y evapotranspiración de referencia (ET_0) anual en la cuenca de Lerma para los cinco años hidrológicos (2004-2008) que comprende el estudio.

Año	P (mm/año)	ET_0 (mm/año)
2004	628	1153
2005	212	1334
2006	426	1311
2007	411	1244
2008	361	1265
Media 04-08	408	1261

Los tres últimos años de estudio registraron precipitaciones y ET_0 más cercanas a la histórica de la comarca de Ejea de los Caballeros ($P= 460$ mm/año, $ET_0= 1368$ mm/año; <http://oficinaregante.aragon.es>), de tal forma que en condiciones de regadío se dispone de tres años que pueden considerarse climáticamente medios.

La variabilidad mensual tanto de la precipitación ($CV= 95\%$) como de la ET_0 ($CV= 60\%$) fue muy superior a la variabilidad anual. No obstante, se registró una estacionalidad de ambas variables, de tal forma que en un año medio se identifican claramente dos estaciones secas (verano e invierno) y otras dos húmedas (primavera y otoño), así como valores máximos de ET_0 en verano y mínimos en invierno (Fig. 2.4).

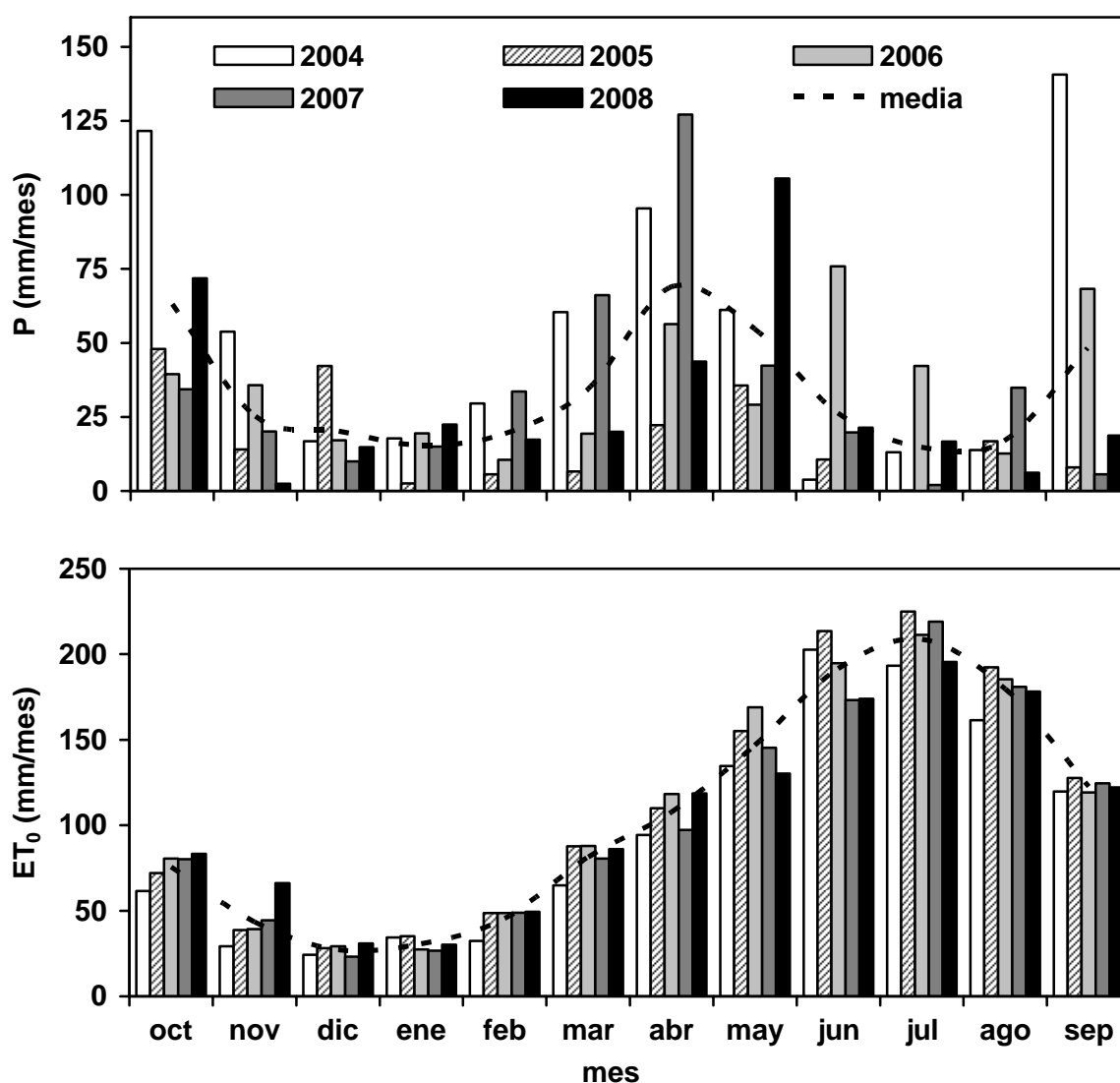


Figura 2.4. Precipitación (P) y evapotranspiración de referencia (ET₀) mensual de la cuenca de Lerna durante los cinco años de estudio (2004-2008) y media mensual de los cinco años.

2.4. AGRONOMÍA

La realización de encuestas a los agricultores implicados y el análisis de los datos de riego facilitados por la Comunidad de Regantes nº XI posibilitaron el seguimiento agronómico del sistema durante todo el período de estudio.

La cuenca de Lerma dejó de cultivarse al comienzo de su transformación, coincidiendo con los dos primeros años del estudio (2004-2005) en los que se adaptó el territorio a su puesta en riego. Con la transformación, el principal sistema implantado fue la aspersión (86%), aunque una superficie significativa de hortalizas fue regada por goteo (14%), llegando a alcanzar el 21% de la superficie regada en 2008 (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Evolución de la transformación en riego de la cuenca de Lerma, sistemas de riego implantados, cultivos establecidos, dobles cosechas, dosis de riego y dosis de fertilizantes nitrogenados aplicados.

		2004	2005	2006	2007	2008	Media ⁽¹⁾
Área Transformada	ha	-	-	124	274	346	-
Sistema Riego							
Aspersión	%	-	-	90	92	79	86
Goteo	%	-	-	10	8	21	14
Cultivos							
Maíz	%	-	-	61	63	40	52
Cereal Invierno	%	-	-	-	25	23	20
Tomate	%	-	-	10	4	14	10
Brócoli	%	-	-	24	4	2	6
Guisante	%	-	-	-	-	10	5
Girasol	%	-	-	4	-	5	3
Cebolla	%	-	-	-	4	3	3
Sorgo	%	-	-	-	-	2	<1
Dobles cosechas	%	-	-	-	4	24	13
Riego	m ³ /ha regada	-	-	4.790	5.870	6.180	5.839
Nitrógeno aplicado	kg N/ha regada	-	-	272	275	271	273

⁽¹⁾ Media ponderada por el área transformada.

El maíz fue el cultivo más extendido en todos los años, ocupando el 52% del área regable, si bien, en el último año se redujo al 40% (175 ha) frente al 61% de 2006 (76 ha) y el 63% de 2007 (176 ha). La siembra se realizó en abril-mayo mientras que la cosecha se prolongó desde octubre a diciembre, obteniéndose unos rendimientos medios de 12.000 kg/ha.

El abonado del maíz, íntegramente inorgánico, supuso una media de 380 kg N/ha·año, que supera ligeramente la aplicación de nitrógeno máxima permitida en las zonas declaradas vulnerables a la contaminación por nitratos (30 kg N/t de producción esperada, BOA, 2009). El manejo agronómico general consistió en la fertilización de sementera con abonos compuestos (principalmente 8-15-15 y 15-15-15) y, posteriormente, coberteras de urea (46% N) y/o varias aplicaciones de abonos líquidos (32% N) a través de los sistemas de riego presurizados que, por otro lado, suministraron al maíz unos 7.400 m³/ha·año.

El segundo cultivo más importante fue el cereal de invierno (principalmente cebada y trigo). Este cultivo estuvo ausente en 2006, ya que la puesta en riego fue posterior a su período de siembra, pero ocupó un 25% de la superficie regada en 2007 (72 ha) y un 23% en 2008 (100 ha). La siembra se efectuó entre noviembre y febrero, mientras que la cosecha se prolongó de junio a agosto dependiendo de la clase de cereal de invierno cultivado. Los rendimientos fueron más altos en 2007 (5.800 kg/ha) que en 2008 (3.400 kg/ha), cuando el volumen de riego aplicado (1.230 m³/ha) fue un 35% inferior al de 2007 (1.900 m³/ha), situación condicionada por las pequeñas reservas de agua en el embalse de Yesa al principio del año hidrológico 2008.

El aporte de nitrógeno con la fertilización fue similar en ambos años (164 kg N/ha·año), distribuyéndose en una primera aplicación en forma de abono compuesto pocos días antes de la siembra y lo restante en forma de urea y/o abonos líquidos a comienzos de primavera.

El tomate fue la principal hortaliza cultivada en la cuenca (10%), siendo notable su incremento en el último año, pasando de 12 ha en 2006 y 2007 a 62 ha en 2008, cuando el tomate representó el 58% de los nuevos regadíos implantados.

El trasplante del tomate se ejecutó entre abril y mayo, y la cosecha entre agosto y septiembre, obteniéndose unos rendimientos medios de 80.000 kg/ha. En todas las parcelas de tomate se empleó el goteo como sistema de riego, aplicándose un volumen medio de 5.520 m³/ha·año.

El abonado del tomate estuvo caracterizado por frecuentes aplicaciones de pequeñas dosis a lo largo del ciclo, con la intención de suplir las diferentes necesidades nutritivas de cada etapa vegetativa. En la cuenca de Lerma se utilizaron principalmente los abonos compuestos y abonos líquidos, acumulando un aporte anual de 182 kg N/ha.

El resto de cultivos implantados (brócoli, guisante, girasol, cebolla y sorgo) fueron minoritarios, asociados principalmente a dobles cosechas de una parcela en un mismo año. Las dobles cosechas fueron más habituales conforme el regadío se ha ido consolidando, alcanzando el 24% del área regada en 2008. Las principales asociaciones fueron guisante/maíz, brócoli/maíz, cereal de invierno/sorgo, cereal de invierno/girasol y guisante/girasol. El desarrollo de dobles cultivos implicó un mayor consumo de agua y fertilizantes, siendo considerable cuando uno de los cultivos asociados era el maíz (8.200 m³/ha·año y 410 kg N/ha·año, respectivamente).

De este modo, además de la expansión del área regada, durante los tres primeros años de transformación ha habido un incremento en los volúmenes de riego aplicado por superficie regada, debido principalmente al desarrollo de dobles cultivos. Por otro lado, durante este período la fertilización nitrogenada por superficie regada se mantuvo prácticamente constante justificándose el aumento de fertilizantes nitrogenados aplicados únicamente por el aumento de superficie de regadío.

CAPÍTULO III:

**EVOLUCIÓN ESPACIAL DE LA
CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS POR SALES
Y NITRATOS**

3.1. INTRODUCCIÓN

Los estudios realizados en la cuenca del río Ebro apuntan a la salinidad y contaminación de las aguas por nitratos como los principales problemas derivados de la contaminación agraria en esta región (Causapé *et al.*, 2004a, 2004c, 2006; Isidoro *et al.*, 2006a y 2006b; García-Garizábal *et al.*, 2009).

Aunque la influencia del riego en este tipo de contaminación haya sido estudiada, las consecuencias de la transformación de una cuenca agrícola en regadío aún son una incógnita, principalmente con relación a la magnitud de los impactos generados.

A través del seguimiento de la calidad del agua y de la cuantificación de las masas de contaminantes exportados de cuencas agrícolas es posible hacer un diagnóstico de la problemática agroambiental originada por un regadío y tener una mejor representación de los impactos causados sobre los recursos hídricos receptores (EEA, 1999; Power *et al.*, 2001).

Sin embargo, el carácter no localizado de la contaminación agroambiental dificulta distinguir las zonas donde es generado el impacto dentro de una cuenca, llevando, muchas veces, a la inexacta asignación de igual responsabilidad a toda la cuenca.

La comparación entre diferentes zonas de una misma cuenca permite localizar los principales focos de la contaminación agroambiental existente, mientras que los diferentes factores que influyen en cada zona pueden revelar las causas de los distintos niveles de contaminación generada.

Así, el objetivo de este capítulo es estudiar la evolución de la calidad del agua y de los contaminantes exportados (sales y nitratos) de cuatro diferentes zonas dentro de la cuenca de Lerma, teniendo en consideración los distintos progresos en la implantación del riego, la fertilización nitrogenada, la salinidad edáfica y las diferencias climatológicas entre los cinco años estudiados (2004-2008).

3.2. METODOLOGÍA

3.2.1. Zonificación de la cuenca de Lerma

Se seleccionaron cuatro puntos del barranco de Lerma (P_A , P_B , P_C y P_D) de tal forma que, tomando como base el Modelo Digital del Terreno 25 x 25 (MIMAM, 2003), la herramienta informática Hydro Tools de ARCGIS 9.1 (Esri) posibilitó la subdivisión de la cuenca de Lerma en cuatro subcuencas (A, A+B, A+B+C, y D). Disgregando las áreas solapadas de las subcuencas se obtuvieron cuatro zonas independientes (A, B, C y D), de dimensiones comparables y con diferentes características geológicas y de uso del suelo (Fig. 3.1).

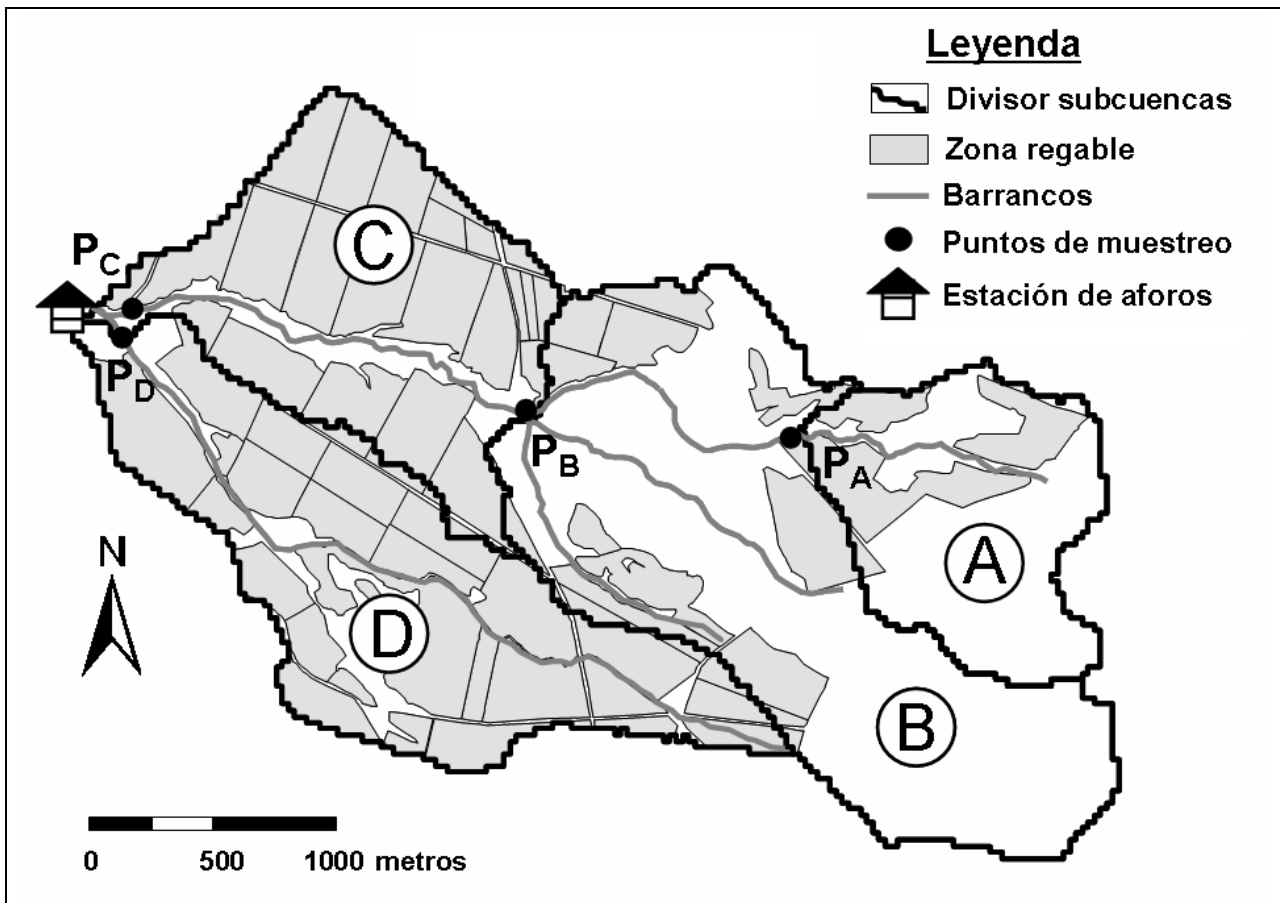


Figura 3.1. Localización de los puntos de muestreo (P_A , P_B , P_C , P_D) y zonificación de la cuenca de Lerma (A, B, C, D) a partir de las subcuencas hidrológicas de los puntos muestreados.

3.2.2. Análisis de la salinidad y concentración de nitratos en las aguas

Los cuatro puntos seleccionados en el barranco de Lerma (aguas superficiales) fueron muestreados entre octubre de 2003 y septiembre de 2008 (años hidrológicos 2004-2008) con una frecuencia mensual.

Las muestras de agua se tomaron manualmente (200 ml) y fueron transportadas hasta el laboratorio, donde se determinó la conductividad eléctrica del agua corregida a 25 °C (CE) y la concentración de nitrato ($[\text{NO}_3^-]$). Para ello se utilizó un conductivímetro Orion-5 Star equipado con una sonda DuraProbe y el equipo AutoAnalyzer 3 para la determinación de la concentración de nitrato por colorimetría (APHA, 2005).

En 17 muestras de agua, que comprendieron el rango de variación de la CE del barranco de Lerma, se determinó la concentración de bicarbonato ($[\text{HCO}_3^-]$) por valoración con ácido sulfúrico (APHA, 2005) y el residuo seco (RS) por evaporación y pesada para la obtención de los sólidos disueltos totales (SDT) según la siguiente expresión:

$$\text{SDT (mg/l)} = \text{RS (mg/l)} + \frac{1}{2} \text{HCO}_3^- \text{ (mg/l)}; \text{ (Custodio y Llamas, 1983).} \quad [\text{Ec. 3.1}]$$

de tal forma que mediante una regresión se obtuvo la ecuación que permitió convertir la CE de cada muestra colectada en sólidos disueltos totales:

$$\text{SDT (mg/l)} = 712,22 \cdot \text{CE (dS/m)} - 104,83; \text{ (R}^2 = 0,99; n = 17; p < 0,01). \quad [\text{Ec. 3.2}]$$

La calidad del agua entre los puntos de muestreo y entre los años de estudio (años de secano frente a años de regadío, en cada punto) fue comparada a través de los métodos no paramétricos de Mann-Whitney (1947) y Kruskal-Wallis (1952), a una probabilidad de error menor que 5% ($p < 0,05$), utilizando el programa estadístico Statgraphics 15 (Statpoint).

3.2.3. Determinación de los contaminantes agrarios exportados

Se realizó un análisis de la evolución espacio-temporal de las masas de contaminantes (sales y particularmente el nitrato) exportados a través del drenaje en relación a factores climáticos, geológicos y agronómicos.

El caudal de drenaje de toda la cuenca de Lerma fue controlado desde una estación de aforos (Fig. 3.1 y Anexo fotográfico) construida en agosto de 2005. El aforador consta de una sección rectangular con resalte de solera para los calados habituales inferiores a 0,5 m y otra sección trapezoidal para calados superiores de carácter extraordinario.

La instalación de un limnógrafo electrónico (Thalímedes) permitió registrar lecturas de altura de agua (h) cada 15 minutos, que fueron convertidas a caudal (Q) a través de las curvas de gasto del aforador, obtenidas con WinFlume (Wahl, 2000) y comprobadas con diversos métodos (aforos directos, vertedero en V, minimolinete) dependiendo de los rangos de caudal:

$$Q \text{ [m}^3\text{/s]} = 1,73 \cdot (h \text{ [m]} + 0,00347)^{1,624} \text{ para } h \leq 0,5 \text{ m} \quad [\text{Ec. 3.3}]$$

$$Q \text{ [m}^3\text{/s]} = 10,28 \cdot (h \text{ [m]} + 0,01125)^{1,725} \text{ para } h > 0,5 \text{ m} \quad [\text{Ec. 3.4}]$$

El caudal drenado en el período anterior a la instalación del aforador fue estimado por medio del coeficiente de escorrentía (0,087) obtenido en la propia cuenca mediante la relación precipitación-caudal en el período anterior a la implantación del riego (de 1 octubre de 2005 a 31 de marzo de 2006).

Ante la ausencia de un aforador en cada punto de muestreo, el caudal asociado a cada subcuenca fue estimado repartiendo el caudal total medido en el aforador en función de las entradas de agua a cada subcuenca (precipitación y riego).

La multiplicación de las concentraciones de SDT y NO_3^- de cada punto muestreado (P_A , P_B , P_C y P_D) por el volumen de drenaje correspondiente permitió cuantificar las masas de sales (S) y nitrato (N-NO_3^-) exportadas en cada subcuenca y,

por diferencia entre las subcuencas solapadas, la masa exportada en cada año por cada zona.

Los datos de lluvia fueron obtenidos mediante interpolación por medio del inverso de la distancia al cuadrado (Isaaks y Srivastava, 1989) de los datos diarios registrados por la estaciones agroclimáticas de Tauste y Ejea de los Caballeros (Servicio Integral de Asesoramiento al Regante - Red SIAR).

Las cantidades de riego y fertilizantes aplicados en cada año-zona fueron obtenidos de la base de datos de la Comunidad de Regantes nº XI y de entrevistas realizadas a la totalidad de los agricultores. La conductividad eléctrica aparente en configuración horizontal (CEah) media de cada zona fue obtenida a partir del Sistema de Información Geográfica elaborado con la información presentada en el Capítulo II.

Para profundizar en el análisis de la variabilidad espacio-temporal de la masa de sales y nitrato exportados en el drenaje se llevó a cabo un análisis multivariante cluster (Hair *et al.*, 1998). Se utilizaron como variables la precipitación, el riego, el caudal, la CEah, la fertilización nitrogenada (FN) y las masas de sales y nitrato exportadas cada año de estudio en cada zona, obteniendo así datos de 20 combinaciones año-zona (5 años por 4 zonas).

El análisis cluster se llevó a cabo con el programa estadístico Statgraphics 15 (Statpoint), estandarizando las variables y tomando como medida de similitud la distancia euclídea al cuadrado. Se utilizó el método Ward como procedimiento para la obtención de conglomerados jerárquicos.

3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.3.1. Salinidad y contaminación por nitratos de las aguas

La CE media de las 240 muestras analizadas fue de 3,8 dS/m, oscilando entre un mínimo de 1,0 dS/m del punto P_A (invierno 2006-2007) y los 9,6 dS/m de P_D en junio de 2004. Es importante destacar la moderada-alta salinidad de las aguas, ya que todas las muestras colectadas excedieron el valor límite de restricción para el agua de riego (0,7 dS/m; Ayers y Westcot, 1994).

El valor medio de [NO₃⁻] fue 38 mg/l, con ausencia de nitrato en abril de 2008 (punto P_A) y máximos de 133 mg/l (punto P_C) también en junio de 2004. Un 29% de las muestras colectadas superó el límite establecido por el Real Decreto 927/1988 sobre la calidad exigida a las aguas superficiales prepotables ([NO₃⁻]_{máx}= 50 mg/l; BOE, 1988).

La variabilidad en la [NO₃⁻] (CV= 82%) fue prácticamente el doble a la presentada por la CE (CV= 46%) ya que, como se ha constatado en otros trabajos (Causapé *et al.*, 2006), a la variabilidad asociada a factores hidrológicos se añade la variabilidad asociada a la cantidad de nitrato en los suelos disponible para ser lixiviado.

El seguimiento de la calidad del agua reveló diferencias significativas ($p < 0,05$) en la CE y [NO₃⁻] de los cuatro puntos de muestreo (Fig. 3.2). La menor CE se presentó en el punto P_A (1,3 dS/m), que puede recoger filtraciones de agua de buena calidad procedentes de la acequia de Sora (CE < 0,4 dS/m), y cuyas aguas de drenaje circulan principalmente por los niveles de glaciais.

La salinidad del agua circulante por los barrancos se va incrementando conforme avanza y hay una mayor contribución del terciario a la superficie drenada, de tal forma que el punto P_B ya supera los 4,0 dS/m de media. Los puntos P_C (4,7 dS/m) y P_D (5,0 dS/m), próximos al punto más bajo de la cuenca de Lerma, presentaron los valores máximos de CE.

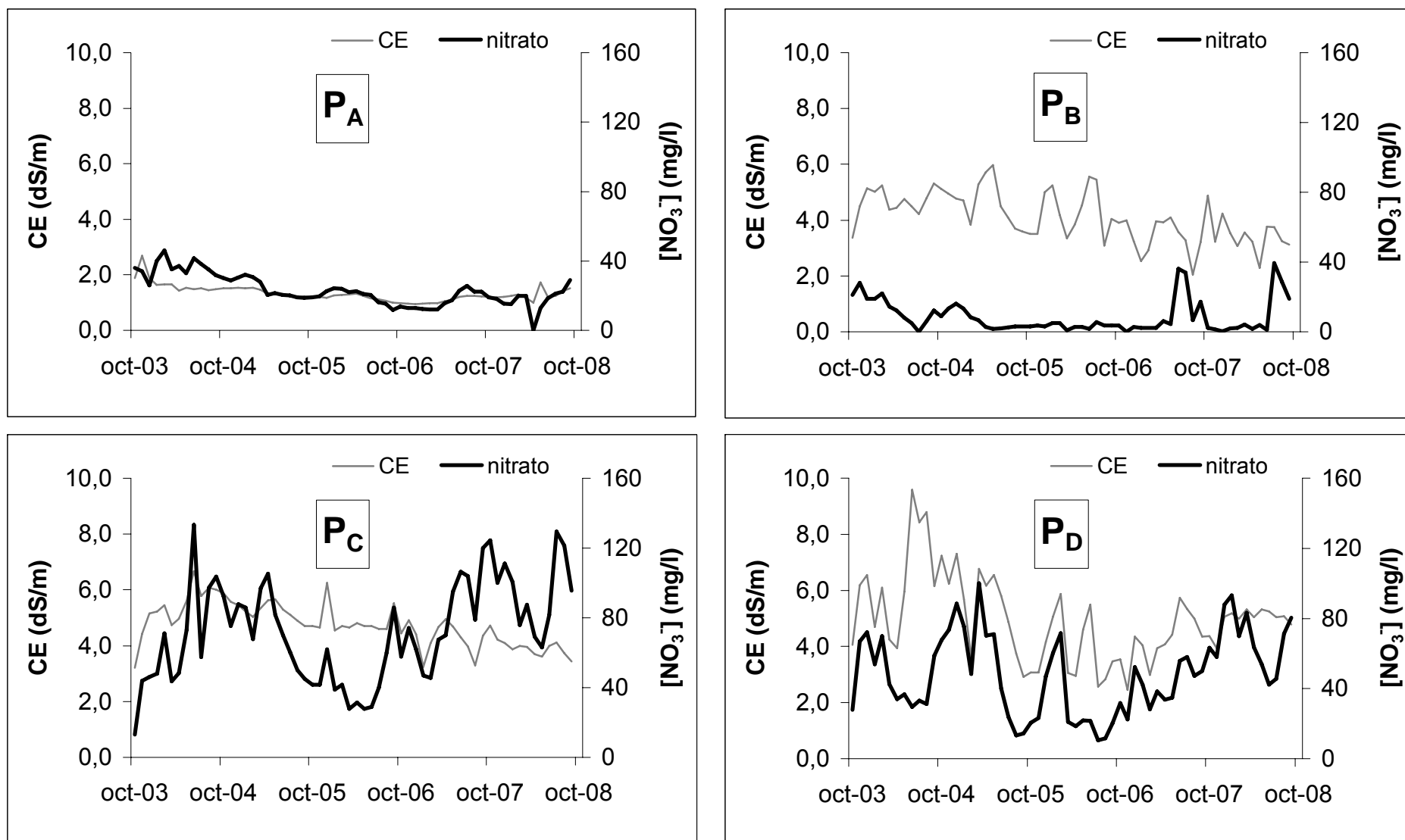


Figura 3.2 Evolución temporal de la conductividad eléctrica (CE) y concentración de nitrato ($[NO_3^-]$) en los puntos de muestreo P_A , P_B , P_C y P_D .

En cuanto al nitrato, la menor concentración se presentó en el punto P_B (9 mg/l), cuya subcuenca tan sólo drena un 25% de superficie agraria, diluyendo el agua de drenaje de P_A (23 mg/l). La cada vez mayor contribución del drenaje agrícola elevó la [NO₃⁻] hasta 48 mg/l en P_D, y 72 mg/l en P_C, donde el 68% de las muestras colectadas superaron los 50 mg/l.

Temporalmente, la implantación del regadío ha causado una disminución significativa ($p < 0,05$) en la salinidad de las aguas. La CE media de los dos años de secano (2004 y 2005) fue de 4,3 dS/m mientras que en los tres últimos años bajo riego disminuyó hasta 3,4 dS/m, si bien, el valor de 2008 (3,4 dS/m) presentó un ligero aumento respecto a 2007 (3,2 dS/m).

Las pendientes de las regresiones CE/tiempo fueron negativas para los 4 puntos, evidenciando que la puesta en riego ha incorporado flujos de menor salinidad al agua circulante por el barranco de Lerma. Esta situación es coherente si se tiene en cuenta que una hipotética eficiencia de riego del 90%, estimada en otros regadíos presurizados del valle del Ebro (Causapé *et al.*, 2006; Causapé, 2009), concentraría el agua de la acequia de Sora (CE < 0,4 dS/m) hasta valores en torno a los 3,5 dS/m y por tanto menores a la salinidad “natural” del drenaje de Lerma.

La ausencia de agricultura durante los dos primeros años de estudio (2004-2005) no evitaron el lixiviado del nitrato aplicado en años precedentes, lo que ocasionó una [NO₃⁻] media de 41 mg/l en las aguas de Lerma. Con una menor cantidad de nitrato en los suelos, el año 2006 presentó los valores mínimos (24 mg/l) y desde entonces, y ante la progresiva transformación en riego, la [NO₃⁻] continúa aumentando (2007: 36 mg/l; 2008: 48 mg/l).

Los puntos influenciados por una menor transformación en riego (P_A y P_B) presentaron una pendiente negativa de la regresión [NO₃⁻]/tiempo. Para los puntos influenciados por una mayor transformación (P_C y P_D) la pendiente fue positiva, evidenciando el incremento progresivo de la contaminación por nitratos con la transformación en regadío. Además, durante los años bajo riego (2006-2008), en P_C y P_D se observó un incremento significativo ($p < 0,05$) en la [NO₃⁻] conforme aumentaba la superficie regada.

De esta manera, se nota la influencia del área regable en la concentración de sales y nitrato de las aguas de Lerma. Mientras el riego parece que ha disminuido la salinidad de las aguas, los niveles de $[\text{NO}_3^-]$ están aumentando en los puntos que reciben el drenaje de las zonas más transformadas (P_C y P_D), superando los ya elevados niveles registrados en condiciones de secano. En P_C , punto en que se encontraron las mayores $[\text{NO}_3^-]$, el valor de 71 mg/l del período en secano aumentó hasta alcanzar 97 mg/l de media en 2008.

Casalí *et al.* (2008) también encontraron altas concentraciones de nitrato (87 mg/l) en aguas drenadas de una cuenca en secano, ubicada en una zona de mayor precipitación anual (691 mm), y donde se cultivaban principalmente cebada y trigo.

Por otro lado, Cavero *et al.* (2003), al estudiar dos cuencas con regadíos ya establecidos, desarrollados en condiciones similares a las de la cuenca de Lerma (es decir, clima semejante y el maíz como cultivo principal regado por aspersión) constataron concentraciones medias de nitrato más elevadas (124 y 113 mg/l) que las encontradas en Lerma.

Gheysari *et al.* (2009), a través de experimentos realizados en parcelas de maíz regados por aspersión, llegaron a observar $[\text{NO}_3^-]$ medias de hasta 138 mg/l. Los resultados de estos estudios sugieren que las concentraciones de nitrato en la cuenca de Lerma podrían seguir incrementándose en los próximos años.

3.3.2. Contaminantes agrarios exportados

Las cuatro zonas diferenciadas (A, B, C, y D) comprenden superficies entre 112 ha (Zona A) y 269 ha (Zona B) cuyos suelos presentaron CEah entre 0,17 dS/m (Zona C) y 0,35 dS/m (Zona B). Las zonas A y B se caracterizaron por tener proyectado un escaso regadío (30% y 23% de su superficie, respectivamente) en comparación con el de las zonas C y D (82% y 84% de su superficie), lo que condicionó los diferentes volúmenes de riego y masa de fertilizante nitrogenado aplicados a cada zona (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Superficie de las zonas, conductividad eléctrica aparente del suelo (CEah), área regable, regadío de cada año, riego y fertilización nitrogenada (FN) medios aplicados, y masas de sales (S) y nitrato ($N-NO_3^-$) medias exportadas de cada zona durante el período de estudio (2004-2008).

Zona	A	B	C	D
Superficie (ha)	112	269	168	203
CEah (dS/m)	0,24	0,35	0,17	0,27
Área regable (%)	30	23	82	84
Regadío 2004 (%)	0	0	0	0
Regadío 2005 (%)	0	0	0	0
Regadío 2006 (%)	0	9	31	23
Regadío 2007 (%)	14	14	57	60
Regadío 2008 (%)	14	23	73	72
Riego (mm/año)	29	42	222	174
FN (kg N/ha·año)	5	25	87	99
S (t/ha·año)	0,4	1,7	2,3	1,9
N-NO₃⁻ (kg/ha·año)	2	1	24	6

La zona A presentó pequeñas masas exportadas, tanto de sales (0,4 t/ha·año) como de nitrato (2 kg $N-NO_3^-$ /ha·año), debido a la baja salinidad de sus suelos (CEah = 0,24 dS/m) y los pequeños volúmenes de riego (29 mm/año) y fertilizantes nitrogenados aplicados (5 kg N/ha·año) en el escaso regadío que contuvo.

Igualmente, la zona B, que llegó a regar tan sólo el 23% de su superficie, aplicó escasos volúmenes de riego (42 mm/año) y fertilizantes nitrogenados (25 kg N/ha·año), presentando pequeñas masas de nitrato exportadas (1 kg N-NO₃⁻/ha·año). Su mayor salinidad edáfica (CEah = 0,35 dS/m) incrementó las sales exportadas a 1,7 t/ha·año.

La zona C, que llegó a transformar el 73% de su superficie, presentó volúmenes de riego (222 mm/año) y masa de fertilizantes (87 kg N/ha·año) aplicados muy superiores, lo que condicionó las mayores masas de sales (2,3 t/ha·año) y nitrato (24 kg N-NO₃⁻/ha·año) exportadas aún teniendo la menor salinidad edáfica (CEah = 0,17 dS/m).

Finalmente, la zona D, que alcanzó un porcentaje regado (72% de su superficie) similar al de la zona C, presentó menores masas exportadas de sales (1,9 t/ha·año) y nitrato (6 kg N-NO₃⁻/ha·año), a pesar de que la salinidad edáfica (CEah= 0,27 dS/m) y la fertilización nitrogenada (99 Kg N/ha·año) fueron superiores a los de la zona C. Este hecho pudo estar condicionado por el menor volumen de riego aplicado (174 mm/año) o por la posible dilución de las aguas del punto P_D con filtraciones de la acequia de Sora, no tenidas en cuenta en el caudal de drenaje asociado a cada zona.

Temporalmente, se observó la influencia de la implantación del riego y del clima en los contaminantes exportados. En condiciones de no riego (2004-2005), las altas precipitaciones de 2004 elevaron el drenaje y con ello las masas de contaminantes exportados. Sin embargo, 2005, con una precipitación muy inferior y parte del nitrógeno del suelo lixiviado, presentó las menores masas de sales y nitrato exportados en las cuatro zonas (Fig. 3.3).

En condiciones de riego (2006-2008) las cuatro zonas evolucionaron de forma diferente según el porcentaje de regadío transformado. Las zonas A y B mantuvieron el nivel de masas exportadas en condiciones de no riego, con picos asociados a las lluvias que en el caso de las sales fueron más pronunciados en la zona con mayor salinidad (Zona B).

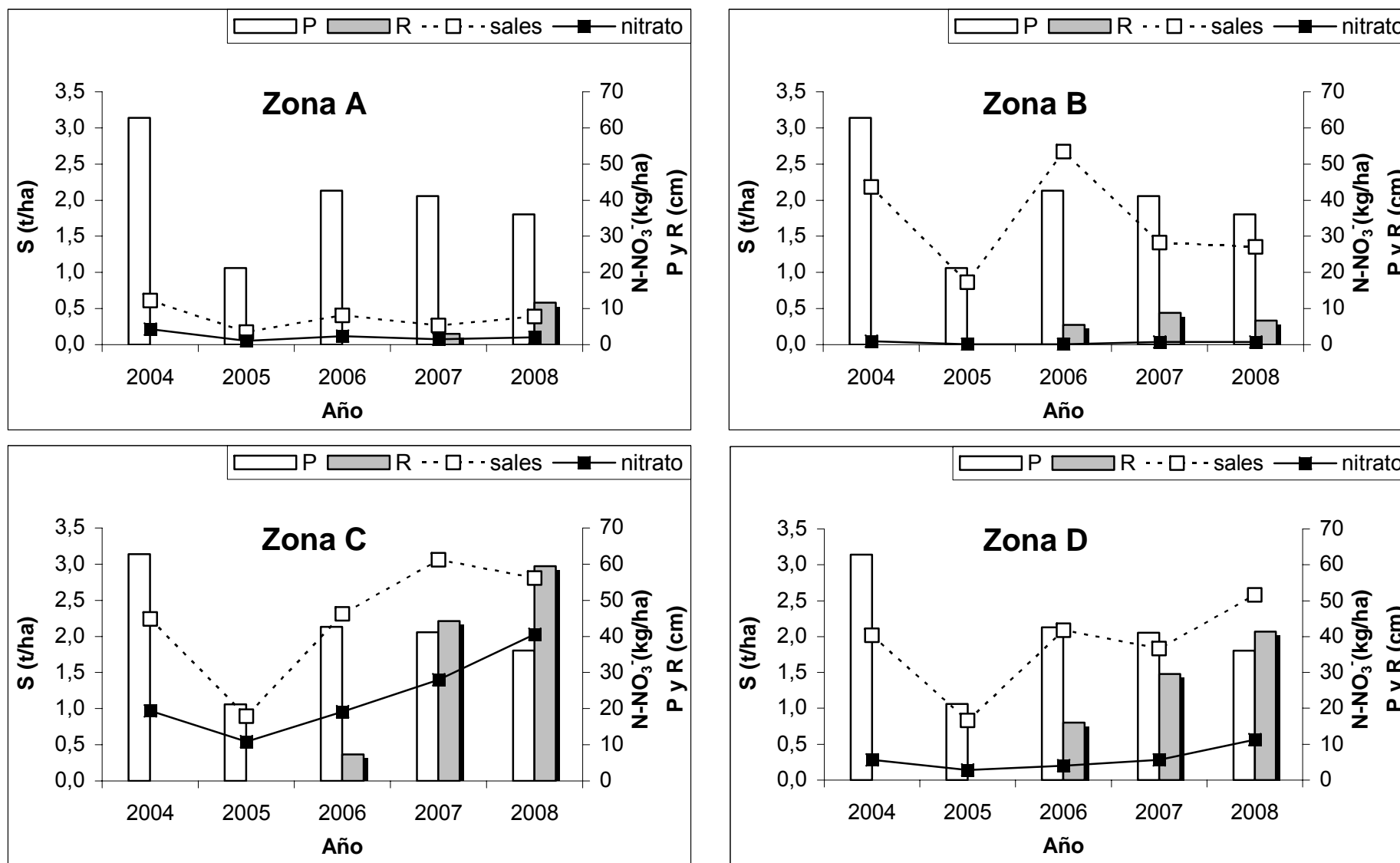


Figura 3.3. Precipitación (P), Riego (R), y masas de sales (S) y nitrato (N-NO₃⁻) exportadas de las zonas A, B, C y D durante los años 2004-2008.

Por el contrario, la tendencia de las zonas C y D indica que a partir de los mínimos valores del seco año 2005 se incrementaron las masas exportadas, con pequeñas variaciones anuales en función del porcentaje de regadío transformado en cada zona y año. En el caso de la zona C, las máximas masas de sales y nitrato exportadas en un año bajo riego llegaron a ser un 37% y un 109% superiores a las exportadas en el lluvioso año 2004.

El análisis cluster utilizado para analizar la evolución espacio-temporal de las sales y nitrato exportados en la cuenca de Lerma agrupó las 20 combinaciones año-zona en tres grupos (Fig. 3.4).

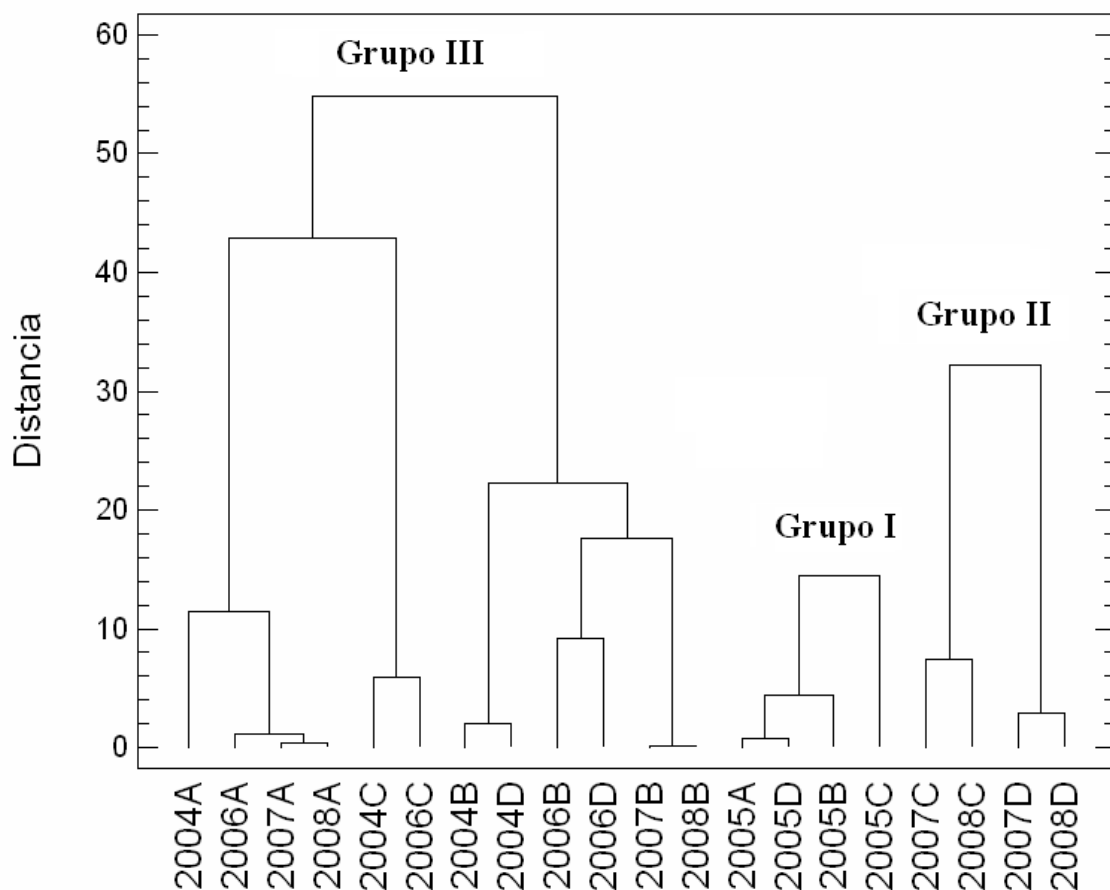


Figura 3.4. Dendrograma del análisis cluster que agrupó las 20 combinaciones año-zona en tres grupos.

El grupo I está constituido por cuatro combinaciones año-zona (20%) que se corresponden íntegramente a las del año 2005. Este año se caracterizó por ser el más seco ($P = 212$ mm), ausente de riego y sin fertilización nitrogenada, por estar la cuenca sin cultivar. Todo ello condicionó los caudales de drenaje más bajos (19 mm/año) y las menores masas de sales (0,7 t/ha·año) y nitrato (4 kg N-NO₃⁻/ha·año) exportadas (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Número y porcentaje de combinaciones año-zona clasificadas en los tres grupos discriminados por el análisis cluster a partir de los valores de precipitación (P), riego (R), caudal (Q), conductividad eléctrica aparente de los suelos (CE_{ah}), fertilización nitrogenada (FN), y masas de sales (S) y nitrato (N-NO₃⁻) exportados en el drenaje.

Grupo	n° (%)	P	R	Q	CE_{ah}	FN	S	$N-NO_3^-$
		----- mm/año -----	----- mm/año -----	----- mm/año -----	dS/m	kg N/ha·año	t/ha·año	kg/ha·año
I	4 (20)	212	0	19	0,25	0	0,7	4
II	4 (20)	386	437	78	0,22	197	2,6	21
III	12 (60)	480	49	55	0,27	24	1,5	5

El segundo grupo está constituido por otras cuatro combinaciones año-zona (20%), en las que se incluyen los años (2007 y 2008) y zonas (C y D) con mayor riego (437 mm/año), provocando el mayor caudal de drenaje (78 mm/año) sin ser el grupo más lluvioso (386 mm/año).

Este mayor caudal de drenaje ocasionado por los retornos de riego originó la mayor masa de sales exportada (2,6 t/ha·año), aún siendo los suelos de este grupo los menos salinos ($CE_{ah} = 0,22$ dS/m). La mayor transformación en riego conllevó la mayor aplicación de fertilizantes nitrogenados (197 kg N/ha·año), produciendo también la mayor masa de nitrato exportada en el drenaje (21 kg N-NO₃⁻/ha·año).

Finalmente, el grupo III, compuesto por 12 combinaciones año-zona (60%), incluye todas las combinaciones del año más lluvioso (2004) y año-zonas menos regadas. Así pues, aún teniendo la máxima precipitación (480 mm/año), el escaso riego aplicado (49 mm/año) otorgó un caudal intermedio entre los otros grupos (55 mm/año).

Además, la fertilización nitrogenada fue bastante baja (24 kg N/ha·año), lo que proporcionó masas de nitrato exportadas (5 kg N-NO₃⁻/ha·año) similares a las del grupo sin riego (Grupo I). Sin embargo, la mayor salinidad edáfica (CE_{eh} = 0,27 dS/m) y precipitación de este grupo condicionaron una masa de sales exportada (1,5 t/ha·año) más próxima a la del grupo con mayor riego (Grupo II).

De esta manera, a pesar de la importancia de factores como la precipitación y la salinidad del suelo, el riego representó la principal influencia para el aumento de las masas de sales y nitrato exportados. Además de proporcionar un mayor lavado de las sales presentes en el suelo y producir un mayor caudal de drenaje, el aumento del área en riego suscitó el incremento de la fertilización nitrogenada en la cuenca.

Power *et al.* (2001), Zotarelli *et al.* (2007) y Gheysari *et al.* (2009) demostraron que las masas de nitrato exportadas de la zona radicular dependen tanto de los volúmenes de riego como de la fertilización nitrogenada aplicada, habiendo un incremento de las masas en respuesta a la adición de agua o nitrógeno. En la cuenca de Lerma este incremento ha sido bastante acentuado debido a la fuerte relación entre estos dos factores durante los primeros años de la implantación del riego.

Así, en la zona de mayores volúmenes de riego aplicado (Zona C), los 15 kg N-NO₃⁻/ha·año exportados en los años sin riego llegaron a 41 kg N-NO₃⁻/ha en el año más regado (2008). Estos valores superan los 16 y 37 kg N-NO₃⁻/ha·año observados en cuencas en secano (Casalí *et al.*, 2008), y superan o se acercan a los 14 y 49 kg N-NO₃⁻/ha·año exportados por regadíos ya establecidos (Cavero *et al.*, 2003), desarrollados en condiciones similares a las de la cuenca de Lerma.

Dado que en el área de estudio se emplean sistemas de riego que posibilitan alcanzar altas eficiencias en el uso de agua y nitrógeno, la principal preocupación agroambiental para los próximos años es evitar que las masas de contaminantes exportadas se incrementen.

3.4. CONCLUSIONES

Las aguas del barranco de Lerma presentaron una moderada-alta salinidad, ya que todas las muestras colectadas excedieron el valor límite de restricción para el agua de riego (0,7 dS/m), situándose la CE media en 3,8 dS/m. En cuanto al nitrato, la concentración media fue de 38 mg/l y un 29% de las muestras colectadas superó el límite establecido de 50 mg/l.

El seguimiento de la calidad del agua reveló diferencias significativas en la CE y $[\text{NO}_3^-]$ de los cuatro puntos muestreados, incrementándose la salinidad y concentración de nitrato del agua conforme el barranco de Lerma se introduce en el terciario y hay mayores retornos de riego. Así pues, el estudio comparativo de las diferentes zonas de la cuenca de Lerma antes y durante la progresiva transformación en regadío ya muestra la influencia del riego sobre la calidad de las aguas, incorporando flujos que disminuyen la alta salinidad natural del barranco e incrementan su concentración de nitrato.

A pesar de la importancia de factores como la precipitación y la salinidad edáfica, el riego representó la principal influencia para explicar el aumento tanto de las masas de sales como de nitrato. Además de proporcionar un mayor caudal de drenaje con el consiguiente incremento del lavado de las sales y nitrato presentes en el suelo, indirectamente, el aumento del área regada también suscitó una mayor aplicación de fertilizantes nitrogenados, incrementando así el contenido de nitrato en el suelo disponible para ser lixiviado.

Los resultados parecen indicar que la salinidad del barranco de Lerma podría seguir descendiendo en los próximos años, ya no tanto por la mezcla con retornos de riego menos salinos si no más bien por el progresivo lavado de sales del terreno que, en definitiva, debería traducirse en un descenso de la masa de sales exportada.

Siguiendo la tendencia observada hasta el momento, la transformación total del regadío proyectado podría incrementar la concentración de nitrato en las aguas y la masa de nitrato exportada hasta niveles registrados en regadíos consolidados de similares características.

CAPÍTULO IV:

**CONTAMINACIÓN POR SUSTANCIAS
ORGÁNICAS Y METALES EN AGUA,
SEDIMENTOS Y SUELOS**

4.1. INTRODUCCIÓN

Las actividades agrícolas pueden provocar la acumulación de diversas sustancias en el medio ambiente debido principalmente a los insumos utilizados para alcanzar mayores producciones. Esta contaminación no representa un peligro exclusivo para el área agrícola, ya que puede ser transportada a otras zonas, especialmente durante eventos de fuertes lluvias (Carter, 2000; Schulz *et al.*, 2001).

Las aguas superficiales de la cuenca del Ebro presentan, en general, un bajo nivel de contaminación por plaguicidas de acuerdo con los límites de vulnerabilidad impuestos por las legislaciones europeas. Aún así, se estima que anualmente las aguas del río Ebro vierten aproximadamente 1300 kg de pesticidas de carácter polar (principalmente atrazina) al mar Mediterráneo (Gómez-Gutiérrez *et al.*, 2006).

Además de los plaguicidas y sus metabolitos, otros compuestos y elementos tóxicos pueden aumentar su concentración por las actividades agrarias. Las principales fuentes de este tipo de contaminación son: los purines y estiércoles (Schipper *et al.*, 2008; Sheppard *et al.*, 2009); los fangos de depuradora y otros residuos aplicados a los suelos (Senesi *et al.*, 1999); el agua de riego (Nicholson *et al.*, 2003; He *et al.*, 2005; Fatta *et al.*, 2007); y los fertilizantes y plaguicidas comerciales, ya que estos productos contienen varias sustancias en su composición y no únicamente su principio activo (Senesi *et al.*, 1999, He *et al.*, 2005).

De esta manera, es importante realizar el seguimiento de las zonas agrícolas en cuanto a la presencia de estas sustancias, con el objetivo de verificar y comparar los valores encontrados con la legislación vigente y poder estudiar la evolución temporal de sus concentraciones en el medio.

El objetivo de este capítulo es obtener conocimiento sobre la presencia de plaguicidas y compuestos orgánicos, además de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, As, Se y Hg en los suelos, aguas y sedimentos de la cuenca de Lerma. Los resultados encontrados servirán para la caracterización del área y el establecimiento de niveles de fondo para futuros estudios comparativos y de evaluación de los impactos del regadío.

4.2. METODOLOGÍA

4.2.1. Toma de muestras y conservación

Las muestras de agua drenada de toda la cuenca de Lerma fueron tomadas entre marzo y mayo de 2008, en tres fechas distribuidas uniformemente a lo largo de este período. El punto de toma de muestra corresponde al P_{cuenca} de la figura 4.1. Para la caracterización espacial de las aguas de la cuenca, otros 5 puntos (P_A , P_B , P_C , P_D y P_E) fueron muestreados el día 25 de marzo de 2008 (Fig. 4.1).

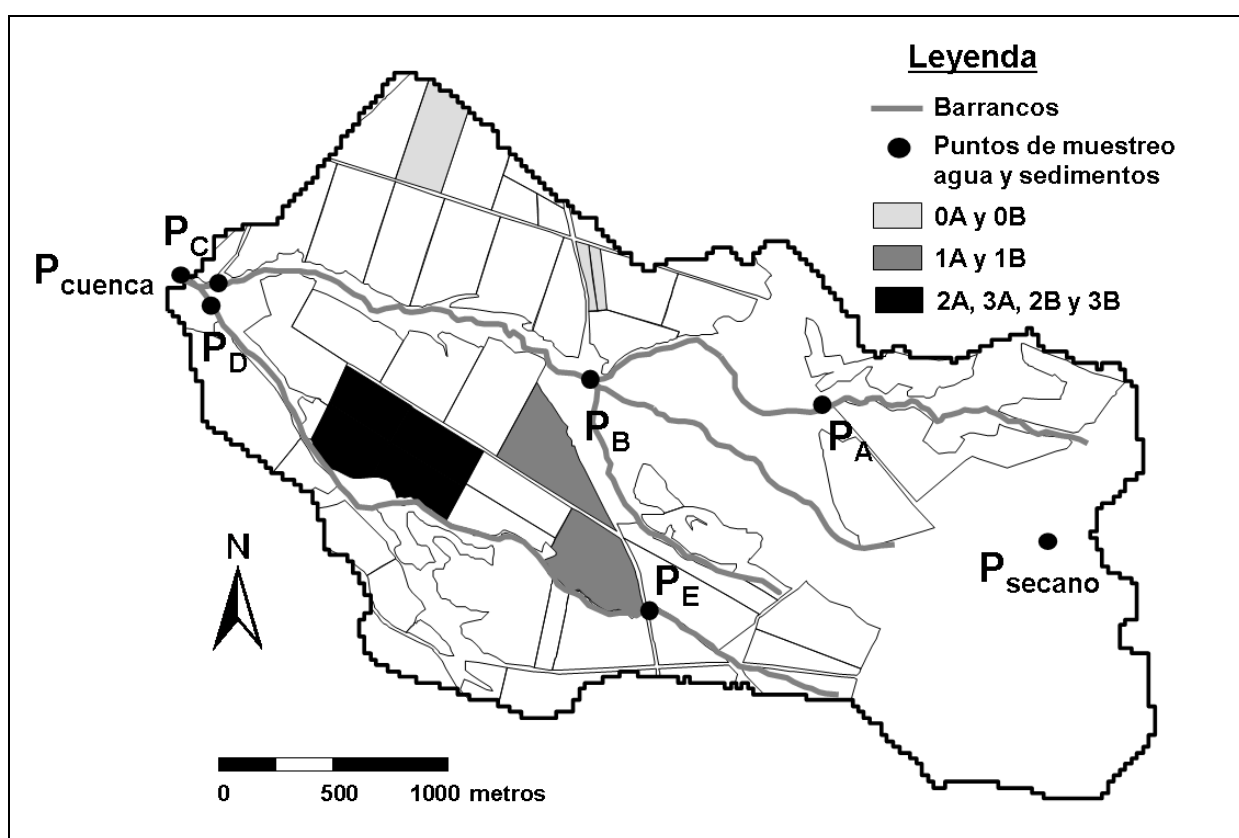


Figura 4.1. Localización de los puntos de muestreo de agua y sedimentos (P_{cuenca} , P_A , P_B , P_C , P_D , P_E y P_{secano}) y parcelas del muestreo de suelos (0A, 0B, 1A, 1B, 2A, 2B, 3A, 3B) en la cuenca de Lerma.

También se recogieron sedimentos en los seis puntos de muestreo de agua, además de un punto sin influencia del regadío (P_{secano}). Estas muestras se tomaron manualmente (hasta 5 cm de profundidad) en dos fechas: 14 de marzo y 12 de junio de 2008.

Durante estas mismas dos fechas se realizaron los muestreos de suelos de la zona cultivable de la cuenca, en los que se tuvo en cuenta el tiempo que llevaban bajo riego. Así, se eligieron dos parcelas para cada una de las siguientes tipologías: parcelas que nunca habían estado bajo riego (0A y 0B), y parcelas que llevaban 1 año (1A y 1B), 2 años (2A y 2B) y 3 años (3A y 3B) bajo riego.

El cultivo desarrollado en las parcelas regadas fue el maíz, que es el cultivo predominante en la cuenca. Las muestras de suelos representativas de cada parcela se obtuvieron de la mezcla de suelos, barrenados hasta una profundidad de 25 cm, en 10 puntos uniformemente distribuidos en la parcela, obteniéndose así una muestra compuesta para cada parcela.

Todas las muestras (acuosas y sólidas) fueron almacenadas en botellas o botes de vidrio ámbar y llevadas directamente al laboratorio, donde estuvieron conservadas en nevera a una temperatura de 4° C hasta la realización de los procedimientos de preparación y análisis. Todos los procedimientos de toma de muestras y conservación se basaron en métodos normalizados (USEPA, 1995a; USEPA, 1999).

4.2.2. Análisis de las muestras de agua

En agua se analizaron por duplicado 35 plaguicidas y 9 metabolitos (Tabla 4.1), conductividad eléctrica (CE) y carbono orgánico disuelto (COD).

La determinación de los plaguicidas se realizó mediante extracción sólido-líquido y posterior análisis por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC/MS). El método de extracción consiste en la retención en fase sólida de los compuestos orgánicos que se encuentran en la muestra de agua y su posterior elución con un solvente orgánico.

Así, aproximadamente 1 litro de muestra pasó por un cartucho LSE C-18 y la posterior elución se realizó con 10 ml de acetato de etilo (USEPA, 1995b). Los extractos fueron concentrados hasta un volumen de 2 ml con un flujo de N₂, entonces se añadieron 4 ml de isooctano y se concentró nuevamente con corriente de nitrógeno hasta aproximadamente 2 ml.

Los extractos resultantes de este procedimiento fueron analizados por duplicado mediante GC/MS, con un cromatógrafo Trace 2000 y un espectrómetro de masas Polaris. La columna cromatográfica de alta resolución fue una DB-5 MS y el programa de temperaturas: 90(1)-20-180(1)-2-240(1)-20-310(10).

La energía de ionización del espectrómetro fue de 70 eV y el modo de adquisición "full scan". Se aplicó la metodología descrita por la USEPA (1995b) y la identificación de los compuestos se hizo por medio de la biblioteca de referencia del NIST. Los tiempos de retención, picos base del espectro de masas y límites de cuantificación de cada plaguicida se presentan en la tabla 4.1.

Para la determinación del COD se utilizó un equipo Shimadzu, modelo TOC-VCSH. Las muestras fueron filtradas antes del análisis mediante un filtro de 0,45 µm de diámetro de poro (APHA, 2005). La CE fue obtenida utilizando un conductivímetro Orion-5 Star equipado con una sonda DuraProbe.

Tabla 4.1. Plaguicidas analizados en las muestras de agua con sus respectivos tiempos de retención, picos base y límites de cuantificación.

Plaguicida	Tiempo de retención (min.)	Picos base del espectro de masas	Límite de cuantificación	
			Etapla instrumental ($\mu\text{g/L}$)	Método completo ($\mu\text{g/L}$)
<i>Isoproturon</i>	5,38	146, 161, 128	20	0,030
<i>4-Isopropilanilina</i>	5,39	120,135	20	0,030
<i>Diuron</i>	6,00	187, 124, 159	20	0,030
<i>3,4-Dicloroanilina</i>	6,91	161,163	20	0,030
<i>Molinato</i>	7,90	126, 187, 55	20	0,015
<i>Desetilatrazina</i>	9,13	172, 187, 105	20	0,030
<i>Trifluralina</i>	9,16	306, 264, 248	20	0,015
<i>a-HCH</i>	9,81	183, 181, 217, 219	20	0,015
<i>Hexaclorobenceno</i>	9,91	284, 142	20	0,030
<i>Dimetoato</i>	10,14	87, 93, 125	50	0,030
<i>Prometon</i>	10,32	210, 183, 225	20	0,030
<i>Simazina</i>	10,34	201, 186, 173	50	0,030
<i>Atrazina</i>	10,48	200, 215	200	0,100
<i>b-HCH</i>	10,50	183, 181, 217, 219	20	0,015
<i>Propazina</i>	10,60	214, 229	20	0,015
<i>c-HCH</i>	10,81	183, 181, 109, 219	20	0,015
<i>Terbutilazina</i>	10,94	214, 229	20	0,015
<i>d-HCH</i>	11,75	183, 181, 217, 219	20	0,015
<i>Paration metil</i>	13,21	109, 125, 263	50	0,030
<i>Alacloro</i>	13,27	160, 188, 237	20	0,015
<i>Heptacloro</i>	13,54	100, 272	20	0,015
<i>Ametrina</i>	13,63	227, 212	20	0,030
<i>Prometrina</i>	13,79	184, 241	20	0,030
<i>Terbutrina</i>	14,36	185, 226, 170, 241	20	0,030
<i>Metolacloro</i>	15,01	162, 238, 240	20	0,015
<i>Clorpirifos</i>	15,15	197, 199, 314	20	0,015
<i>Aldrín</i>	15,17	263, 293	20	0,015
<i>Paration-etil</i>	15,56	109,291,125	20	0,030
<i>4,4'-Diclorobenzofenona</i>	15,88	139, 250, 215, 111	20	0,015
<i>Isodrín</i>	16,63	193, 263	20	0,015
<i>Heptacloro epoxi (B)</i>	16,97	317, 353	20	0,015
<i>Heptacloro epoxi (A)</i>	17,19	183, 253	20	0,015
<i>Clorfenvinfos</i>	17,55	267, 323, 269	20	0,015
<i>α-Endosulfan</i>	19,29	195, 241, 339	20	0,015
<i>pp'-DDE</i>	20,95	246, 248, 318	20	0,015
<i>Dieldrín</i>	20,98	263, 265, 79	20	0,015
<i>Endrín</i>	22,28	81, 243, 245, 263, 281	20	0,015
<i>pp'-DDD + op'-DDT</i>	23,80	165, 235, 237, 239	40	0,030
<i>Endosulfan-sulfato</i>	25,78	272, 387, 274, 237	20	0,015
<i>pp'-DDT</i>	26,46	165, 235, 237, 239	20	0,030
<i>Dicofol</i>	30,96	139, 250	50	0,030
<i>Metoxicloro</i>	31,03	227, 274, 344	20	0,015
<i>Tetradifon</i>	32,29	159, 356	20	0,015

4.2.3. Análisis de las muestras sólidas: sedimentos y suelos

En las muestras de sedimentos y suelos se analizaron por duplicado los plaguicidas y metabolitos enumerados en la tabla 4.1, y además 11 compuestos organoclorados, 17 compuestos aromáticos policíclicos (PAHs) y 13 derivados de policlorobifenilo (PCBs). También se determinaron la humedad, materia orgánica y metales como Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, As, Se y Hg. Para las muestras de suelos, además, se determinaron algunas propiedades como el pH, la conductividad eléctrica del extracto saturado a 25 °C (CEe), los carbonatos totales (CT) y la textura.

Para los análisis de compuestos organoclorados, PAHs, PCBs y plaguicidas las muestras fueron sometidas a un proceso de extracción sólido-líquido a elevada presión y temperatura en un equipo ASE 100 (Accelerated Solvent Extractor). A continuación se realizó una purificación del extracto en columna GPC (Gel Permeation Chromatography) para el posterior análisis por GC/MS. Para los plaguicidas se utilizaron los mismos equipos y configuraciones del análisis de agua (apartado 4.2.2) y el límite de cuantificación del método completo fue de 5 ng/g para todos los plaguicidas.

Para los compuestos organoclorados también se utilizaron estos equipos, pero con diferente programa de temperaturas: 60(1)-8-150(0)-4-300(15). Los PAHs y los PCBs fueron analizados en un cromatógrafo HP 6890 y un espectrómetro de masas HP 5975, con modo de adquisición SIM y programa de temperaturas: 60(1)-10-140(0)-6-300(15).

Todos los procedimientos siguieron la metodología descrita en USEPA (1995c) y USEPA (1996). En las tablas 4.2 a 4.4 se presentan los tiempos de retención, picos base y límites de cuantificación de estos compuestos.

Tabla 4.2. Compuestos organoclorados analizados en las muestras de suelos y sedimentos con sus respectivos tiempos de retención, picos base y límites de cuantificación (peso seco).

Compuesto	Tiempo de retención (min.)	Picos base del espectro de masas	Límite de cuantificación	
			Etapa instrumental ($\mu\text{g/L}$)	Método completo (ng/g)
1,3,5- Triclorobenceno	8,28	180, 182, 74, 109, 145	20	5
1,2,4-Triclorobenceno	9,11	180, 182, 74, 109, 145	20	5
1,2,3-Triclorobenceno	9,69	180, 182, 74, 109, 145	20	5
Hexaclorobutadieno	9,70	225, 260, 190	20	5
1,2,3,5-Tetraclorobenceno	11,70	216, 74, 108	20	5
1,2,4,5-Tetraclorobenceno	11,70	216, 74, 108	20	5
1,2,3,4-Tetraclorobenceno	12,53	216, 74, 108	20	5
Pentaclorobenceno	15,08	250, 215, 108	20	5
Pentaclorofenol	19,93	266, 165	20	5
op´-DDE	28,07	246, 248, 318	20	5
op´-DDD	29,82	235, 237, 165, 169	20	5

Tabla 4.3. Compuestos aromáticos policíclicos (PAHs) analizados en las muestras de suelos y sedimentos con sus respectivos tiempos de retención, picos base y límites de cuantificación (peso seco).

Compuesto	Tiempo de retención (min.)	Picos base del espectro de masas	Límite de cuantificación	
			Etapa instrumental ($\mu\text{g/L}$)	Método completo (ng/g)
Naftaleno	9,28	128	20	5
Acenaftileno	13,93	152	20	5
Acenafteno	14,56	153,154	20	5
Fluoreno	16,57	166,165	20	5
Fenantreno	20,87	178	20	5
Antraceno	21,12	178	20	5
Carbazola	22,11	167	20	5
Fluoranteno	27,09	202	20	5
Pireno	28,24	202	20	5
Benzo(a)antraceno	35,18	228	20	5
Criseno	35,35	228	20	5
Benzo(b)fluoranteno	40,95	252	20	5
Benzo(k)fluoranteno	41,10	252	20	5
Benzo(a)pireno	42,50	252	20	5
Dibenzo(ah)antraceno	47,58	278	20	5
Indeno(123-cd)pireno	47,84	276	20	5
Benzo(ghi)perileno	48,60	276	20	5

Tabla 4.4. Derivados de policlorobifenilo (PCBs) analizados en las muestras de suelos y sedimentos con sus respectivos tiempos de retención, picos base y límites de cuantificación (peso seco).

Compuesto	Tiempo de retención (min.)	Picos base del espectro de masas	Límite de cuantificación	
			Etapa instrumental ($\mu\text{g/L}$)	Método completo (ng/g)
PCB-087	27,09	256, 291, 326	20	5
PCB-095	28,19	256, 291, 326	20	5
PCB-101	29,33	256, 291, 326	20	5
PCB-105	30,76	290, 325, 360	20	5
PCB-138	31,92	290, 325, 360	20	5
PCB-141	32,04	326,254	20	5
PCB-149	32,46	290, 325, 360	20	5
PCB-153	33,07	290, 325, 360	20	5
PCB-170	33,72	252,324,359,394	20	5
PCB-174	34,75	252,324,359,394	20	5
PCB-180	36,03	252,324,359,394	20	5
PCB-187	37,19	252,324,359,394	20	5
PCB-194	39,94	430,393,358	20	5

Para la determinación de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, As, Se y Hg las muestras de suelos y sedimentos fueron primeramente secadas a 45 °C durante 24 horas y tamizadas a 0,2 mm. A continuación se realizó una digestión ácida con HNO₃ en un microondas (Milestone ETHOS 900) (USEPA, 1998). Las concentraciones de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn fueron determinadas por el método de plasma de acoplamiento inductivo con un espectrómetro de emisión óptico (ICP-OES) (USEPA, 1994a), empleando un equipo Jobin Yvon-Horiba, modelo Ultima 2. Para Se y As se aplicó el método de plasma de acoplamiento inductivo con espectrómetro de masas (ICP-MS) (USEPA, 1994b), utilizando un equipo Agilent, modelo 7500CE.

El Hg fue determinado por descomposición térmica, amalgamación y espectroscopía de absorción atómica, de acuerdo con la metodología descrita en USEPA (2007), empleando un analizador de mercurio directo Milestone DMA-80. En este trabajo, por motivos prácticos, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, As, Se y Hg son denominados en conjunto como metales, a pesar de que el arsénico es un metaloide y el selenio un no-metal. Sus límites de cuantificación se presentan en la tabla 4.5.

Tabla 4.5. Metales analizados en las muestras de suelos y sedimentos con sus respectivos límites de cuantificación (peso seco).

Elemento	Límite de cuantificación (mg/kg)
Cd	0,8
Cr	0,8
Cu	4,0
Ni	4,0
Pb	4,0
Zn	60,0
As	0,04
Se	0,4
Hg	0,005

Los porcentajes de humedad y de materia orgánica (MO) se obtuvieron utilizando respectivamente una estufa a 105° C y una mufla a 550° C, siguiendo la metodología descrita en APHA (2005). El pH de las muestras de suelos fue determinado por medio de un pHmetro Crison en una suspensión suelo-agua (1:2,5). La CEE fue obtenida con un conductímetro Crison, tras una dilución (1:5). Para el análisis de los carbonatos totales se aplicó el método del calcímetro de Bernard (Harvey, 1906) y la textura de las muestras se determinó aplicándose el método del aerómetro de Bouyoucos (Soil Survey Laboratory, 1995).

4.2.4. Procedimientos estadísticos

Se ha utilizado la prueba no paramétrica de Mann y Whitney (1947) para verificar la influencia de la implantación del riego en las concentraciones de metales en los suelos, comparando todas las posibles parejas de tipologías (apartado 4.2.1) y también las parcelas no regadas y regadas por 1 año (0A, 0B, 1A y 1B) frente a las que llevaban 2 y 3 años bajo riego (2A, 2B, 3A y 3B). Esta misma prueba estadística fue usada para comparar los resultados de las muestras de metales en sedimentos. En este caso se han comparado todas las posibles parejas de puntos (apartado 4.2.1) y se ha confrontado P_{secano} frente a los 6 puntos influenciados de alguna manera por el riego, además del análisis temporal de los resultados obtenidos en diferentes fechas de muestreo.

La prueba de Mann-Whitney es utilizada normalmente para comparar la tendencia central de dos grupos y verificar si hay diferencias significativas entre ellos (Mann y Whitney, 1947). En el presente trabajo los grupos eran considerados significativamente diferentes a una probabilidad de error menor que 5% ($p < 0,05$).

Los coeficientes de correlación de Pearson y de Spearman fueron aplicados para la verificación de relaciones entre las propiedades de los suelos y sedimentos y las concentraciones de metales a $p < 0,05$. También se buscaron relaciones entre los diferentes metales estudiados. El coeficiente de correlación de Pearson fue usado para las poblaciones con distribución normal y el de Spearman para las poblaciones con distribución no normal (Spearman, 1904). Todos los procedimientos estadísticos han sido llevados a cabo con el programa estadístico Statgraphics 15 (Statpoint).

4.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.3.1. Plaguicidas y fertilizantes aplicados

Con la intención de conocer los principales plaguicidas y fertilizantes aplicados en la cuenca, se realizaron encuestas a los agricultores responsables de todas las parcelas y a la cooperativa agrícola local durante los años 2007 y 2008. Por medio de las encuestas también se obtuvo información relativa al manejo agronómico realizado en años anteriores, incluyendo el período anterior a la transformación.

Los principios activos predominantes de los plaguicidas utilizados en la cuenca durante estos dos años fueron los siguientes: metolacoloro, atrazina, terbutilazina y clorpirifos. Los fertilizantes empleados mayoritariamente fueron: abonos compuestos (principalmente 8-15-15 y 15-15-15), urea (46% N) y abonos líquidos (32% N). Durante el período de riego (2006-2008) no se aplicaron fertilizantes orgánicos o fangos de depuradora a los suelos de la cuenca. No obstante, se cree posible la aplicación de purines en el período anterior a la transformación (antes de 2004).

4.3.2. Suelos

4.3.2.1. Análisis de plaguicidas, PAHs, PCBs y compuestos organoclorados

Los compuestos detectados en los suelos analizados (muestras 0A, 1A, 2A y 3A) presentaron pequeñas concentraciones (Tabla 4.6), no superando los niveles de referencia fijados por el Real Decreto 9/2005, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados (BOE, 2005), para protección de la salud humana en función del uso del suelo (en este caso: desarrollo de actividades agrícolas, forestales y ganaderas). La única excepción fue el plaguicida endrín en una muestra referente a la parcela que llevaba 1 año bajo riego (1A), donde la concentración encontrada (10,7 ng/g) superó ligeramente el nivel de referencia fijado por el Real Decreto (10 ng/g). El endrín no fue detectado (ND) en las otras muestras.

Tabla 4.6. Concentraciones (ng/g peso seco) de compuestos aromáticos policíclicos (PAHs), plaguicidas, compuestos organoclorados y derivados de policlorobifenilo (PCBs) en los suelos de la cuenca de Lerma.

		Suelos			
		0A	1A	2A	3A
PAHs					
<i>Fenantreno</i>	<i>ng/g</i>	< 5	< 5	< 5	< 5
<i>Fluoranteno</i>	<i>ng/g</i>	< 5	ND	< 5	< 5
<i>Pireno</i>	<i>ng/g</i>	< 5	ND	< 5	< 5
<i>Criseno</i>	<i>ng/g</i>	< 5	ND	< 5	< 5
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	<i>ng/g</i>	< 5	ND	< 5	< 5
<i>Benzo(b)fluoranteno</i>	<i>ng/g</i>	< 5	ND	< 5	< 5
<i>Dibenzo(ah)antraceno</i>	<i>ng/g</i>	< 5	ND	< 5	< 5
<i>Benzo(ghi)perileno</i>	<i>ng/g</i>	< 5	ND	< 5	< 5
Plaguicidas y organoclorados					
<i>1,2,4 - Triclorobenceno</i>	<i>ng/g</i>	ND	< 5	ND	ND
<i>a - HCH</i>	<i>ng/g</i>	ND	< 5	ND	ND
<i>b - HCH</i>	<i>ng/g</i>	ND	< 5	ND	ND
<i>c- HCH</i>	<i>ng/g</i>	ND	< 5	ND	ND
<i>d- HCH</i>	<i>ng/g</i>	ND	< 5	ND	ND
<i>Aldrín</i>	<i>ng/g</i>	ND	< 5	ND	ND
<i>4,4'-Diclorobenzofenona</i>	<i>ng/g</i>	ND	< 5	ND	ND
<i>Endrín</i>	<i>ng/g</i>	ND	10,7	ND	ND
<i>pp'-DDD + op'-DDT</i>	<i>ng/g</i>	ND	ND	ND	< 5
<i>pp'-DDT</i>	<i>ng/g</i>	ND	9,6	5,0	ND
<i>Dicofol</i>	<i>ng/g</i>	ND	11,4	ND	ND
<i>Tetradifon</i>	<i>ng/g</i>	ND	< 5	ND	ND
Resto de plaguicidas y organoclorados	<i>ng/g</i>	ND	ND	ND	ND
PCBs	<i>ng/g</i>	ND	ND	ND	ND

ND = No detectado.

El pp'-DDT fue detectado en dos muestras (1A y 2A) y la suma de pp'-DDD y op'-DDT en una muestra (3A), por debajo del límite de cuantificación (5 ng/g). Las concentraciones se encontraban en niveles muy inferiores a los fijados por el Real Decreto 9/2005 (200 ng/g para pp'-DDT y 700 ng/g sólo para el pp'-DDD).

El uso de DDT, así como de endrín y otros compuestos organoclorados, está prohibido en España desde 1977 (Mañosa *et al.*, 2001). Sin embargo, algunos autores conjeturan la posible utilización de estos compuestos en el país (Fernández *et al.*, 2000) y en la cuenca del Ebro (Gómez-Gutiérrez *et al.*, 2006) después de la prohibición. No obstante, debido a la gran persistencia de estos compuestos en el ambiente, la presencia de ellos en los suelos pudo haberse dado en años anteriores al inicio del presente estudio, cuando las parcelas eran cultivadas en condiciones de secano. Hildebrandt *et al.* (2009) también encontraron pequeñas concentraciones de isómeros de DDT en muestras de suelos de otras zonas agrícolas de la cuenca del Ebro.

Debido al gran número de sustancias estudiadas, no se presentan en la tabla 4.6 las sustancias que no fueron detectadas en ninguna de las muestras. Así, atrazina, metolaclo, terbutilazina y clorpirifos, presentes en los principales plaguicidas aplicados en la cuenca, no fueron detectados en sus suelos. Es posible que la ausencia de estas sustancias en las muestras se deba a la percolación a capas más profundas del suelo o a escorrentía, circunstancias normalmente provocadas por eventos de precipitación (o riego) posteriores a la aplicación de los plaguicidas (Carter, 2000; Schulz *et al.*, 2001). Los PCBs analizados tampoco fueron detectados en ninguna muestra. Este resultado era esperado, ya que los PCBs proceden habitualmente de zonas industriales (Mañosa *et al.*, 2001).

La no detección de la mayoría de los compuestos estudiados y las bajas concentraciones de los encontrados manifiesta la adecuada calidad ambiental de los suelos de la cuenca en cuanto a estos contaminantes. La comparación temporal entre suelos de parcelas regadas por más años frente a suelos regados por menos tiempo o suelos de parcelas que aún no estaban transformadas ha demostrado que, hasta el último año de este estudio (2008), no hubo ninguna contribución del riego en el incremento de estas concentraciones.

4.3.2.2. Análisis de metales

Se analizaron las muestras 0A, 0B, 1A, 1B, 2A, 2B, 3A y 3B para el estudio de metales. Entre los metales investigados Zn y Cr fueron encontrados en mayores concentraciones en los suelos de la cuenca. Los valores medios de las concentraciones de los metales detectados se clasificaron de la siguiente manera: Zn > Cr > Ni > Pb > Cu > As > Se > Hg (Tabla 4.7).

Tabla 4.7. Propiedades y concentraciones de metales (mg/kg peso seco) de los suelos de la cuenca de Lerma.

Variable	Suelos					
	Símbolo	Unidad	Media	DE	Mín.	Máx.
pH (extracto 1:2.5)	pH	-	8,4	0,1	8,3	8,6
Conductividad eléctrica	CEe	dS/m	0,2	0,04	0,1	0,26
Materia orgánica	MO	%	2,6	0,2	2,1	2,73
Carbonatos totales	CT	%	32	3	29	37
Arena	Arena	%	54	5	44	61
Limo	Limo	%	24	4	17	29
Arcilla	Arcilla	%	22	2	19	27
Mercurio	Hg	mg/kg	0,03	0,003	0,02	0,03
Cadmio	Cd	mg/kg	-	-	< 0,8	< 0,8
Arsénico	As	mg/kg	2,1	0,3	1,3	2,27
Cromo	Cr	mg/kg	30,3	4,6	22,2	38,2
Cobre	Cu	mg/kg	8,4	0,6	7,4	9,43
Níquel	Ni	mg/kg	20,4	1,9	17,4	22,6
Plomo	Pb	mg/kg	17,3	3,1	12,3	22,6
Selenio	Se	mg/kg	0,8	0,1	0,7	0,9
Zinc	Zn	mg/kg	-	-	< 60	149

DE = Desviación estándar.

La comparación entre las concentraciones de cada metal en suelos no regados frente a suelos que llevaban 1, 2 ó 3 años bajo riego no constató diferencias significativas ($p < 0,05$, Mann-Whitney). Las diferencias en las concentraciones de las cuatro tipologías fueron mínimas para todos los elementos (Figuras 4.2, 4.3 y 4.4).

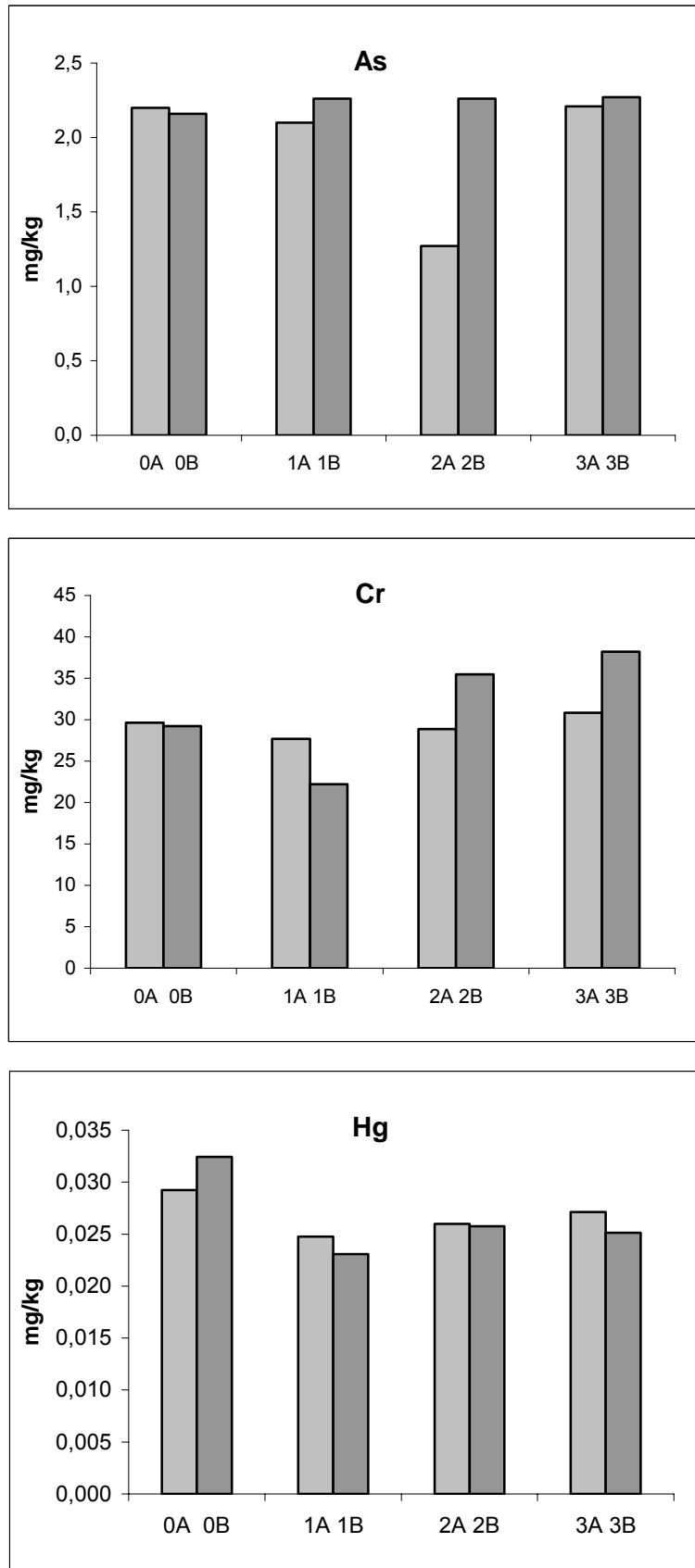


Figura 4.2. Concentraciones (mg/kg peso seco) de As, Cr y Hg en suelos no regados (0A y 0B) y regados: 1 año (1A y 1B), 2 años (2A y 2B) y 3 años (3A y 3B) bajo riego.

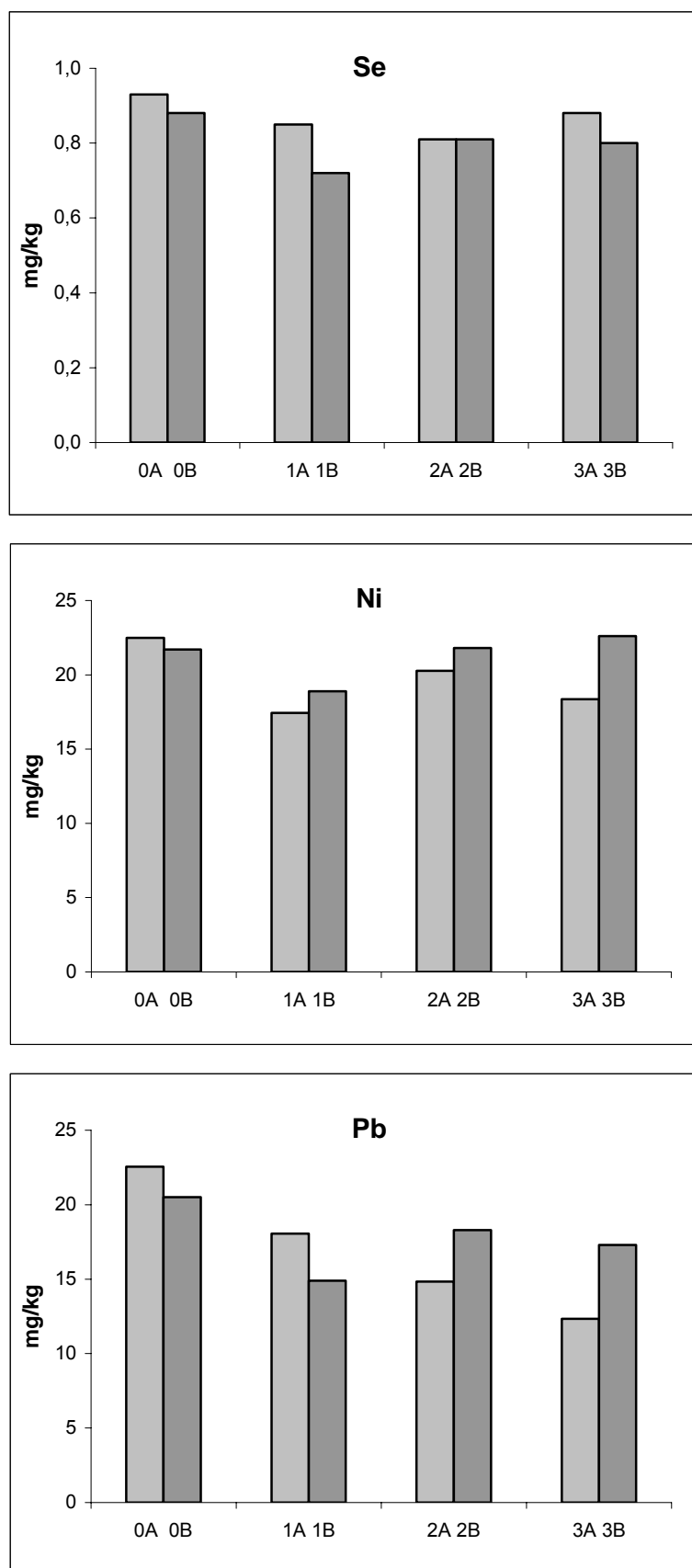


Figura 4.3. Concentraciones (mg/kg peso seco) de Se, Ni y Pb en suelos no regados (0A y 0B) y regados: 1 año (1A y 1B), 2 años (2A y 2B) y 3 años (3A y 3B) bajo riego.

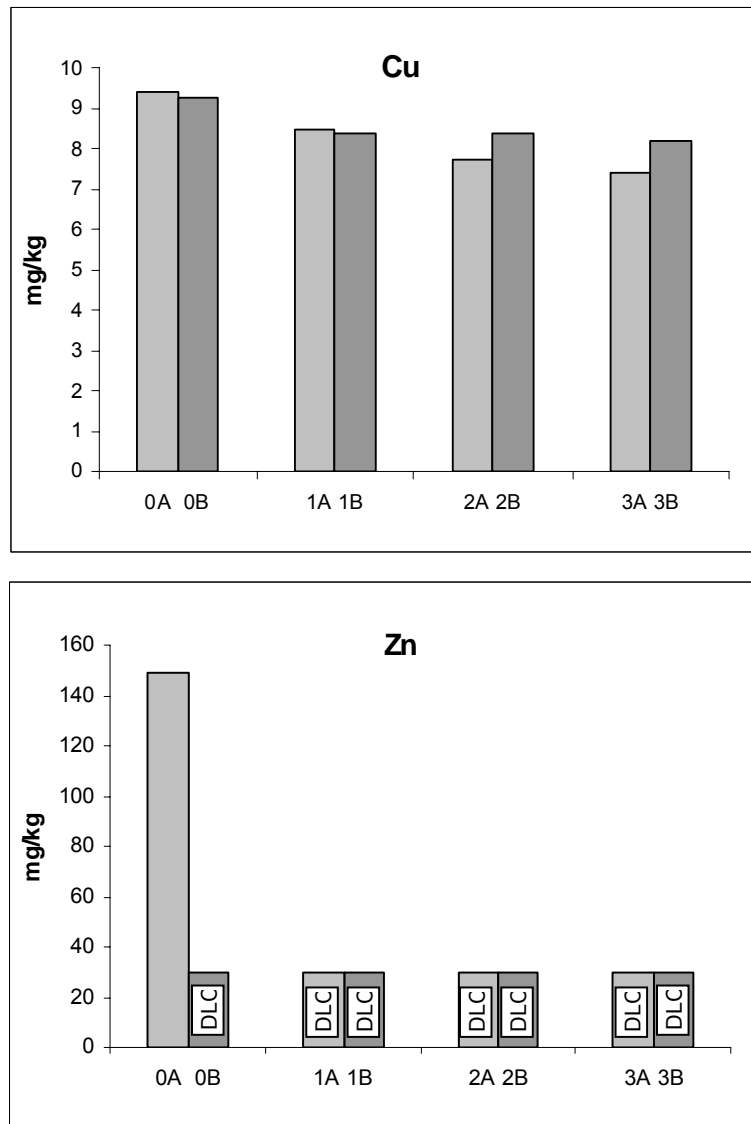


Figura 4.4. Concentraciones (mg/kg peso seco) de Cu y Zn en suelos no regados (0A y 0B) y regados: 1 año (1A y 1B), 2 años (2A y 2B) y 3 años (3A y 3B) bajo riego. DLC = Debajo del límite de cuantificación.

Así, las comparaciones entre las diferentes tipologías han demostrado que la reciente transformación de la zona no supuso, hasta el término del estudio, cambios importantes en las concentraciones de metales.

Sin embargo, se observó una disminución gradual en las concentraciones de Cu conforme los suelos llevaban más tiempo bajo riego (de 9,4 mg/kg en los suelos no regados a 7,8 mg/kg en los regados durante 3 años) (Figura 4.4). Al comparar las concentraciones en las parcelas sin regar y con sólo 1 año bajo riego frente a las

regadas por más tiempo (2 y 3 años) la prueba de Mann-Whitney demostró diferencias significativas ($p < 0,05$) solamente para Cu y no significativas para el resto de elementos. Por otro lado, la única muestra de suelo que superó el límite de cuantificación para Zn (60 mg/kg) pertenecía a una parcela no regada (149 mg/kg).

Una hipótesis para explicar estos resultados puede estar en que durante los años de estudio (2004-2008) no se aplicaron purines o estiércoles en la cuenca de Lerma, pero es posible que en años anteriores sí se aplicaran a parcelas cultivadas en secano. El Cu y el Zn son los principales elementos relacionados con la contaminación por purines (Senesi *et al.*, 1999; De Temmerman *et al.*, 2003; Nicholson *et al.*, 2003; Berenguer *et al.*, 2008) y la pequeña, pero significativa, disminución de sus concentraciones en los suelos de la cuenca sugiere que éstos están siendo paulatinamente arrastrados, mientras que los mayores volúmenes de plaguicidas y fertilizantes inorgánicos aplicados en los años bajo riego no han provocado, hasta ahora, incrementos significativos para los otros elementos estudiados.

Las propiedades del suelo tienen un importante papel en la acumulación y transporte de los metales (He *et al.*, 2005). Debido a ello, en general, las concentraciones de estos elementos y las propiedades del suelo están relacionadas. Los suelos de la cuenca de Lerma son bastante homogéneos en cuanto a características como pH (media de 8,4), contenido en materia orgánica (2,6%), CEE (0,2 dS/m), carbonatos totales (32%) y textura (Tabla 4.7).

Se verificaron relaciones positivas significativas entre Cr/MO ($p < 0,05$) y Ni/MO ($p < 0,05$). Relaciones negativas significativas fueron encontradas entre Cr/pH ($p < 0,01$) y Se/CT ($p < 0,05$). La falta de relación entre los otros parámetros se debe probablemente a la escasa cantidad de datos ($n = 8$) y a la baja variabilidad, tanto en las propiedades como en las concentraciones de los elementos. Para Cd y Zn, los valores por debajo del límite de cuantificación imposibilitaron cualquier tipo de relación. Entre los elementos, se constataron relaciones significativas en las siguientes combinaciones: Cu/Pb ($p < 0,001$) y Hg/Se ($p < 0,05$).

Rodríguez *et al.* (2006), utilizando una cantidad de datos superior, encontraron relaciones significativas entre las concentraciones de Zn, Cr, Ni, Pb, Cu y Hg y

propiedades como la granulometría y la MO en los suelos de la cuenca del Ebro. Además, estos autores encontraron fuertes relaciones entre el Zn y algunos de los otros elementos estudiados (Ni, Cr, Pb y Cu).

Actualmente, en Europa, no existe una Directiva que establezca concentraciones límites de metales en suelos. Sin embargo, se han comparado las concentraciones de todos los elementos estudiados con normas autonómicas (e.g. País Vasco: IHOBÉ - www.ihobe.net) y otros trabajos realizados en la cuenca del Ebro (Navas y Machín, 2002; Rodríguez *et al.*, 2006) o en otras partes del mundo (Senesi *et al.*, 1999; He *et al.*, 2005). Se comprobó que para todas las muestras las concentraciones eran menores que los límites de tolerancia admitidos.

La comparación con estos límites fue únicamente orientativa pero demostró que en los suelos del área de estudio no había contaminación en relación a estos elementos. En el caso del Cd, ninguna muestra superó el límite de cuantificación del método analítico (0,8 mg/kg).

Según varios autores, el establecimiento más preciso de los valores de referencia de calidad de los suelos debería realizarse a escala regional, ya que en muchos casos estos elementos se encuentran presentes en los suelos de forma natural (Holmgren *et al.*, 1993; De Miguel *et al.*, 2002; Micó *et al.*, 2007). De este modo, los valores encontrados sirven de referencia para el establecimiento de niveles de fondo en el área.

En estudios de caracterización espacial de los suelos de la cuenca del Ebro en cuanto a la presencia de Hg, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn y Cr, Rodríguez *et al.* (2006 y 2008) encontraron valores medios similares a los del presente estudio. Estos autores indican que la variabilidad espacial en la concentración de estos elementos en la cuenca del Ebro se debe principalmente a la composición de la roca original y a los procesos que afectan al suelo, teniendo las actividades humanas una menor influencia. Sin embargo, alertan sobre un actual incremento en las concentraciones de Cu, Zn y Pb en los suelos agrícolas de la cuenca debido al uso de plaguicidas y fertilizantes, tanto orgánicos como inorgánicos.

4.3.3. Aguas

4.3.3.1. Análisis de plaguicidas

En las aguas superficiales de la cuenca, de los 44 plaguicidas y metabolitos analizados, solamente se detectaron atrazina, desetilatrastina, terbutilazina, dicofol y pp'- DDT (Tabla 4.8).

Tabla 4.8. Resultados de carbono orgánico disuelto (COD), conductividad eléctrica (CE) y plaguicidas en las aguas superficiales de la cuenca de Lerma.

Variable	Unidad	Agua							
		P _A	P _B	P _C	P _D	P _E	P _{cuenca} marzo 08	P _{cuenca} abril 08	P _{cuenca} mayo 08
COD	mg/l	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	18,5	14,1	< 3,0	< 3,0
CE	dS/m	1,2	3,6	4,0	5,3	0,5	4,2	4,4	4,2
Atrazina	µg/l	ND	< 0,10	< 0,10	< 0,10	ND	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Desetilatrastina	µg/l	ND	ND	ND	0,04	ND	0,04	0,09	0,04
Terbutilazina	µg/l	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,06
Dicofol	µg/l	< 0,03	< 0,03	< 0,03	ND	< 0,03	< 0,03	ND	< 0,03
pp'- DDT	µg/l	ND	ND	ND	0,09	ND	ND	ND	ND

ND = No detectado.

Los puntos P_C, P_D y P_{cuenca} son aquellos por donde pasan los retornos de riego de áreas regadas mayores. En estos puntos se encontraron los máximos valores de CE y una mayor proporción de muestras en que se encontró atrazina y desetilatrastina, además de la muestra en que se detectó pp'- DDT. El COD presentó máximos valores en P_E (18,5 mg/l), punto de reducido caudal por donde pasa el drenaje de zonas poco regadas y en que el único plaguicida detectado fue el dicofol, por debajo del límite de cuantificación.

La terbutilazina solo fue detectada en una muestra de P_{cuenca} en mayo (0,06 µg/l). El dicofol fue detectado por debajo del límite de cuantificación (0,03 µg/l) en todos los puntos, con excepción de P_D, y de P_{cuenca} en el muestreo de abril, donde no

fue detectado. Este acaricida generalmente es utilizado en viñedos y en tomates (Guo *et al.*, 2009).

La detección de atrazina y terbutilazina en muestras de agua frente a la ausencia en las muestras de suelo (apartado 4.3.2.1) sugiere, conforme a lo explicado anteriormente, el arrastre de estas sustancias a capas más profundas del suelo y su posterior liberación en los cursos de agua de la cuenca.

No se constataron patrones temporales para el período estudiado. No obstante, la detección de terbutilazina solamente en mayo evidencia el uso de este herbicida después del mes de abril, principalmente en el cultivo de maíz, lo que concuerda con la información dada por los agricultores sobre los plaguicidas utilizados y las fechas de aplicación.

Estudios realizados por Claver *et al.* (2006) entre los años 2002 y 2003 demuestran que los plaguicidas encontrados más frecuentemente en altas concentraciones en las aguas superficiales de la cuenca del Ebro son: 3,4-dicloroanilina, atrazina, molinato, desetilatrazina, dimetoato, simazina, metolaclo y clorpirifos. Las concentraciones medias de atrazina (entre 0,05 y 0,40 µg/l) y desetilatrazina (entre 0,04 y 0,40 µg/l) de varios ríos estudiados por estos autores eran en general más elevadas que las del presente estudio. Navarro *et al.* (2010), al estudiar la presencia de plaguicidas en la cuenca del Ebro entre 2004 y 2006, detectaron atrazina en más del 65% de sus muestras, encontrando valores medios de 0,06 µg/l, aunque algunas muestras presentaban concentraciones de hasta 0,82 µg/l. Los valores encontrados para desetilatrazina por estos autores (media de 0,11 µg/l con un máximo de 0,38 µg/l) también fueron más elevados que los del presente estudio.

La terbutilazina (entre 0 y 0,07 µg/l) y el dicofol (entre 0 y 0,10 µg/l) también fueron encontrados en las aguas superficiales de la cuenca del Ebro (Claver *et al.*, 2006), en concentraciones más próximas a las del presente estudio, mientras que el pp'-DDT no fue detectado o estaba por debajo del límite de cuantificación en todas las muestras (Claver *et al.*, 2006). Las concentraciones de terbutilazina encontradas por Navarro *et al.* (2010) (valor medio de 0,05 µg/l, siendo detectada en un 36% de las muestras) son similares a las del presente estudio.

Las concentraciones máximas admisibles de atrazina y pp'- DDT en las aguas superficiales continentales europeas han sido expuestas en la Directiva 2008/105/CE, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas (DOUE, 2008). Las concentraciones encontradas en la cuenca de Lerma cumplieron los valores propuestos para atrazina (2,00 µg/l) en todas las muestras, ya que no fue detectada en dos muestras y en las demás su concentración se encontraba por debajo del límite de cuantificación (0,10 µg/l). Para el pp'- DDT, la única muestra en que fue detectado ($P_D = 0,09$ µg/l) no cumplió el valor propuesto por la Directiva 2008/105/CE para esta sustancia (0,01 µg/l).

4.3.4. Sedimentos

4.3.4.1. Análisis de plaguicidas, PAHs, PCBs y compuestos organoclorados

El punto sin influencia del regadío (P_{secano}) fue elegido para el análisis de plaguicidas, PAHs, PCBs y compuestos organoclorados en sedimentos. Se encontraron fenantreno, fluoranteno, pireno, criseno, dibenzo(ah)antraceno, benzo(ghi)perileno y 1,2,4-triclorobenceno, aunque por debajo de los límites de cuantificación (5 ng/g). Todos los demás compuestos analizados no fueron detectados.

4.3.4.2. Análisis de metales

Como en los suelos, Zn y Cr fueron los metales encontrados en mayores concentraciones en los sedimentos de los siete puntos estudiados (P_{cuenca} , P_A , P_B , P_C , P_D , P_E y P_{secano}). Los valores medios de las concentraciones también siguieron de manera idéntica la tendencia encontrada en los suelos: $Zn > Cr > Ni > Pb > Cu > As > Se > Hg$ (Tabla 4.9).

Tabla 4.9. Concentraciones de metales (mg/kg peso seco) y porcentaje de materia orgánica en los sedimentos de la cuenca de Lerma.

Variable	Sedimentos					
	Simbolo	Unidad	Media	DE	Mín.	Máx.
Materia orgánica	MO	%	5,1	1,2	2,4	6,5
Mercurio	Hg	mg/kg	0,01	0,005	0,01	0,03
Cadmio	Cd	mg/kg	-	-	< 0,8	< 0,8
Arsénico	As	mg/kg	2,5	1,1	0,6	4,9
Cromo	Cr	mg/kg	21,5	7,9	9,7	37,7
Cobre	Cu	mg/kg	8,7	3,4	5,6	17,6
Níquel	Ni	mg/kg	17,5	5,5	8,8	26,6
Plomo	Pb	mg/kg	9,8	2,2	5,8	14,4
Selenio	Se	mg/kg	0,8	0,1	0,6	1,1
Zinc	Zn	mg/kg	-	-	< 60	1018

DE = Desviación estándar.

En las figuras 4.5, 4.6 y 4.7 se presentan las concentraciones de metales encontradas para todos los puntos estudiados. P_A presentó las mayores concentraciones medias de Hg y Cu, P_B presentó las mayores de Pb, mientras que en P_E se encontraron los mayores valores medios de As, Cr y Ni. Estos tres puntos tienen como características comunes el pequeño caudal drenado y la superficie de influencia principalmente no regada.

Los dos puntos más próximos a la salida de la cuenca (P_C y P_D) no presentaron mayores concentraciones para ningún elemento. En la salida de la cuenca (P_{cuenca}) se detectaron los mayores valores medios para Se y Zn. Por estos tres puntos pasan mayores caudales que son la mezcla del drenaje de una mayor área regada y el caudal de P_A, P_B y P_E. El punto de la zona de secano (P_{secano}) no presentó mayores concentraciones para ningún elemento.

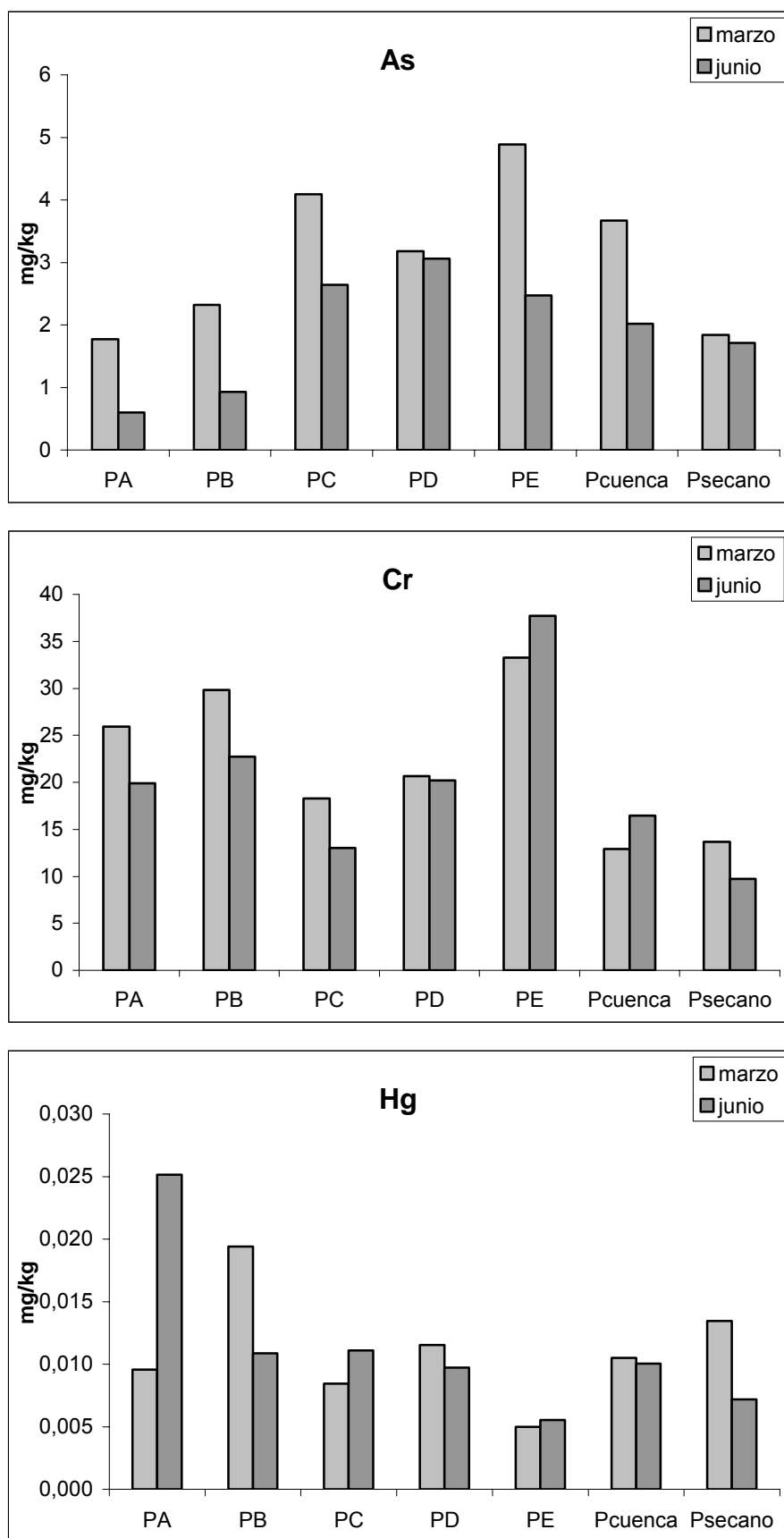


Figura 4.5. Concentraciones (mg/kg peso seco) de As, Cr y Hg en sedimentos de los puntos P_A , P_B , P_C , P_D , P_E , salida de la cuenca (P_{cuenca}) y zona de secano (P_{secano}).

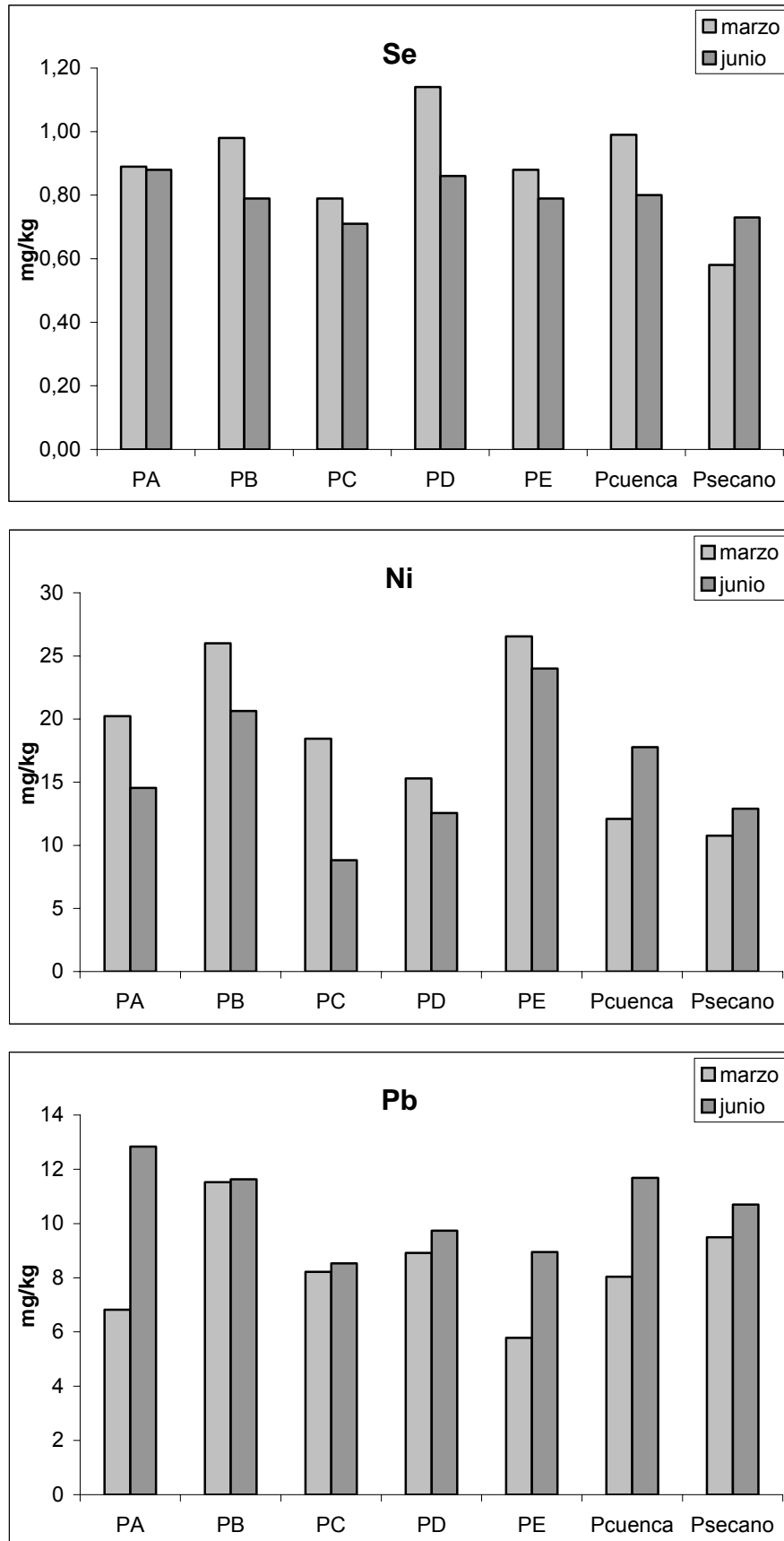


Figura 4.6. Concentraciones (mg/kg peso seco) de Se, Ni y Pb en sedimentos de los puntos P_A , P_B , P_C , P_D , P_E , salida de la cuenca (P_{cuenca}) y zona de secano (P_{secano}).

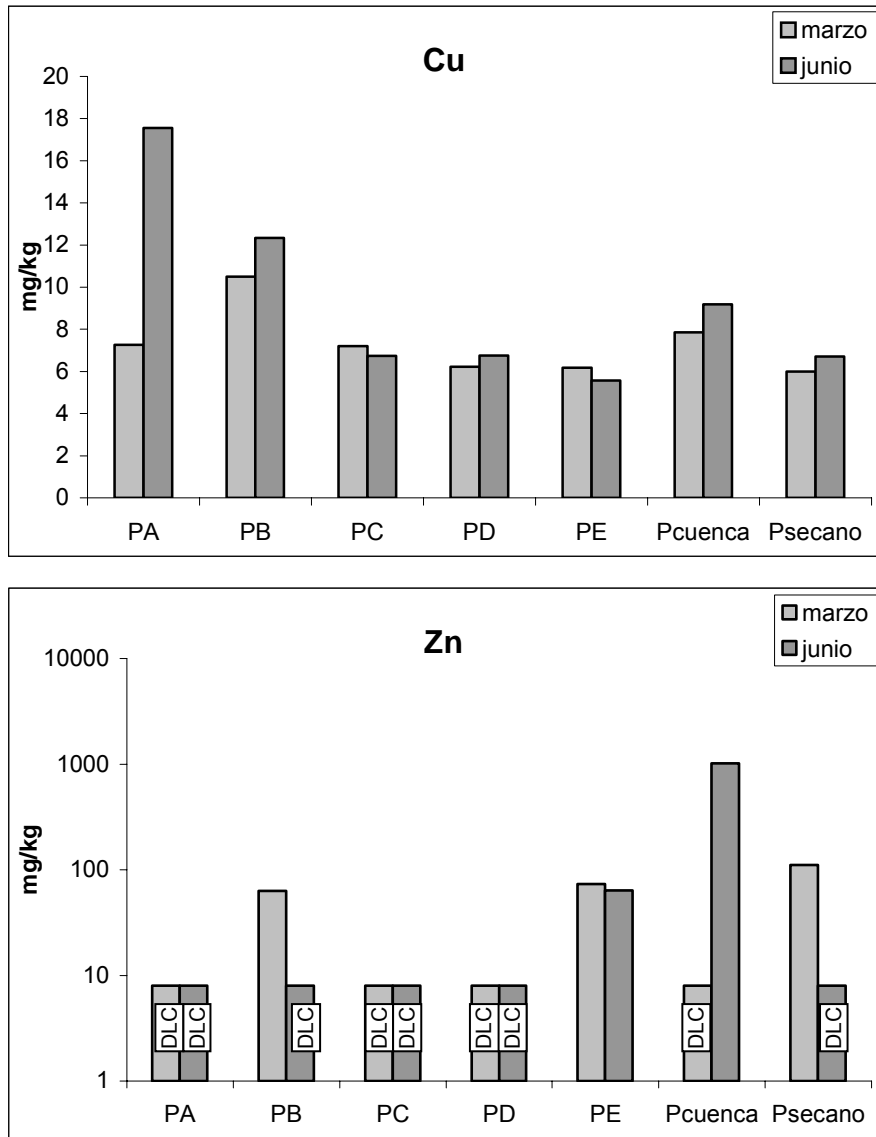


Figura 4.7. Concentraciones (mg/kg peso seco) de Cu y Zn en sedimentos de los puntos P_A , P_B , P_C , P_D , P_E , salida de la cuenca (P_{cuenca}) y zona de secano (P_{secano}). DLC = Debajo del límite de cuantificación.

A pesar de que los resultados sugieren que en los puntos de menor caudal estos elementos tienden a concentrarse en los sedimentos y que el riego pudo estar diluyéndolos, las diferencias entre los puntos no fueron significativas para ningún elemento (Mann-Whitney, $p < 0,05$). Además, las comparaciones entre P_{secano} y los seis puntos influenciados de alguna manera por el riego no evidenciaron diferencias significativas ($p < 0,05$). Todo ello demuestra que, hasta el momento, la superficie regada no tiene repercusión en estas concentraciones.

No se encontró ninguna tendencia temporal en las concentraciones de metales en los sedimentos, posiblemente debido al corto período entre los muestreos realizados (3 meses).

El contenido de materia orgánica de los sedimentos varió entre 2,4 y 6,5%, alcanzando un promedio de 5,1%. El único elemento que presentó relación significativa con la MO fue el Se ($p < 0,05$). Para los elementos entre sí se encontró relación en las siguientes combinaciones: Cr/Ni ($p < 0,001$), As/Pb ($p < 0,01$) y Cu/Pb ($p < 0,05$).

Aunque en Europa no están establecidos actualmente los límites máximos permitidos de concentraciones de metales en sedimentos, los valores encontrados en los sedimentos de la cuenca de Lerma han sido comparados con los criterios de calidad propuestos por MacDonald *et al.* (2000). A partir de un consenso entre varios valores propuestos anteriormente, estos autores fijaron concentraciones límites de dos clases: TEC (Threshold effect concentration) y PEC (Probable effect concentration). Se considera que normalmente ningún efecto nocivo es observado si los valores están por debajo del TEC y que representan probables efectos nocivos si superan el PEC.

En todas las 14 muestras de sedimentos las concentraciones de Hg, Cd, Cu, Pb, Cr y As fueron inferiores a los TECs. El valor medio de Ni también fue inferior, a pesar de que 3 muestras superaron el TEC para este elemento (22,7 mg/kg). Estas muestras pertenecían al punto P_B en marzo (26,0 mg/kg) y P_E en marzo (26,6 mg/kg) y junio (24,0 mg/kg). Estas concentraciones no llegaron a superar el PEC (48,6 mg/kg).

Ochieng *et al.* (2009) encontraron valores similares de Ni (entre 9,6 y 25,3 mg/kg) en sedimentos de los ríos Sabaki, Ramisi y Vevesi, receptores de desechos industriales en Kenia y afluentes del Océano Índico. N'guessan *et al.* (2009) detectaron concentraciones de Ni más elevadas (entre 17,0 y 43,9 mg/kg) en sedimentos de tres cuencas de la región Gascogne, en Francia. Esta región se caracteriza por la predominancia de la agricultura (más del 75% del área) y los autores atribuyeron los valores encontrados a factores naturales y deposición atmosférica. En una cuenca agrícola de China, Zhang y Shan (2008) también encontraron concentraciones más altas (entre 14,0 y 54,6 mg/kg) que las del presente estudio.

Estos autores indican que en las últimas tres décadas se han incrementado las concentraciones de Ni, Cd, Cr, Cu, Pb y Zn en los sedimentos de zonas agrícolas de China debido a la intensificación en el uso de fertilizantes durante este período.

En el presente estudio, una de las muestras presentó una concentración bastante elevada para Zn (P_{cuenca} , 1018 mg/kg), siendo la única que superó el TEC (121 mg/kg), e incluso el PEC (459 mg/kg), para este elemento. Conforme a lo explicado anteriormente, el Zn está presente en cantidades considerables en los residuos animales. Una posible aplicación de purines durante el período en seco puede ser la causa de este alto valor encontrado en los sedimentos del punto de salida de la cuenca.

No existen límites TEC y PEC propuestos para Se (MacDonald *et al.*, 2000). Las concentraciones de este elemento en los sedimentos de la cuenca de Lerma (entre 0,6 y 1,1 mg/kg) fueron similares a los encontrados por Hu *et al.* (2009) en una zona de reciente expansión del riego, en las praderas canadienses (entre 0,3 y 1,3 mg/kg). En San Joaquin Valley, zona intensamente regada de los Estados Unidos, se constataron serios problemas biológicos sufridos por la fauna local debido a las altas concentraciones de Se (Presser y Ohlendorf, 1987). En los sedimentos del fondo de un canal de drenaje de ese área se detectaron concentraciones entre 3,1 mg/kg y 210,0 mg/kg, valores excepcionalmente más altos a los encontrados en Lerma. En regiones agrarias, la contaminación por Se suele ser debida a causas naturales (e.g. rocas sedimentarias con altas concentraciones de Se) que pueden ser intensificadas por el riego (Hu *et al.*, 2009).

4.4. CONCLUSIONES

Se ha demostrado que en la cuenca de Lerma, hasta la finalización del estudio (año 2008), no había problemas de contaminación relacionada con los compuestos analizados: 44 plaguicidas y metabolitos, 11 compuestos organoclorados, 17 PAHs, 13 PCBs, además de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, As, Se y Hg.

Sin embargo, se han descubierto puntualmente valores ligeramente elevados de endrín en el suelo, pp'- DDT en el agua, y Ni y Zn en los sedimentos. Durante estos tres primeros años de regadío en la cuenca, el riego no ha influenciado de manera importante las concentraciones observadas.

Entre los principales plaguicidas aplicados en la cuenca, metolacloro, atrazina, terbutilazina y clorpirifos no fueron detectados en sus suelos. Sin embargo, en el agua se detectaron atrazina y terbutilazina, lo que sugiere el arrastre de estas sustancias a capas más profundas del suelo y su posterior liberación en los cursos de agua de la cuenca.

Los valores medios de las concentraciones de los metales detectados se clasificaron de la siguiente manera: Zn > Cr > Ni > Pb > Cu > As > Se > Hg, tanto en los suelos como en los sedimentos. En el caso del Cd, ninguna muestra superó el límite de cuantificación del método analítico.

Los resultados encontrados son satisfactorios para la caracterización de los suelos, aguas y sedimentos de la cuenca de Lerma en cuanto a la presencia de todas estas sustancias y para el establecimiento de niveles de fondo que servirán de base comparativa para los futuros estudios. Estos estudios podrán comprobar si el riego tiene alguna influencia en estas concentraciones tras varios años de regadío en la zona.

CAPÍTULO V:

BALANCES HÍDRICOS Y CALIDAD DEL RIEGO

5.1. INTRODUCCIÓN

La implantación del riego en un área agrícola implica un rotundo cambio en el uso y aprovechamiento del agua. A los recursos hídricos antes disponibles (precipitación y flujos naturales) se añade el agua de riego, que en muchos casos supera en volumen la suma de todas las otras entradas de agua al sistema (Charbonneau y Kondolf, 1993).

Debido a la gran cantidad de agua usada en la actividad de regadío, y a los posibles impactos resultantes de su drenaje, hay un creciente interés en estudiar y cuantificar la gestión del riego (Clemmens y Burt, 1997). Sin embargo, antes de cualquier consideración sobre la gestión del riego es imprescindible el desarrollo de balances hídricos que permitan comprobar el nivel de precisión de los componentes medidos y estimados (Burt *et al.*, 1997), con el objetivo de validar los posteriores métodos de cuantificación de la eficiencia en el uso del agua y de la calidad del riego.

La calidad del riego ha sido tema de diversos estudios realizados a nivel de cuenca hidrológica o parcelas experimentales (Chaudhry, 1978; Zalidis *et al.*, 1997; Al-Jamal *et al.*, 2001; Tanji y Kielen, 2002). En general, los índices utilizados para la evaluación son representados por valores anuales o del ciclo del cultivo, aunque es importante llevar en consideración las posibles variaciones de intervalos más pequeños dentro de este período (Jensen *et al.*, 1967).

Entre los diversos índices existentes, se destacan los que evalúan el aprovechamiento de los recursos hídricos usados y el volumen de agua aplicada que no es utilizada por los cultivos, siendo importante también verificar en qué grado el riego está satisfaciendo las necesidades de los cultivos, de manera que se fomente un equilibrio entre altos rendimientos y bajos impactos ambientales.

El principal objetivo del presente capítulo es la valoración del uso del agua, y su evolución temporal, a partir del desarrollo de balances hídricos y de la aplicación de índices de calidad del riego en la cuenca de Lerma.

5.2. METODOLOGÍA

5.2.1. Balances de agua

Se desarrollaron balances anuales de agua para el área regable incluida en la cuenca de Lerma durante los cinco años hidrológicos (2004-2008) que comprendieron el estudio. Estos balances fueron ejecutados con la ayuda del programa informático EMR 2.0 (Evaluador Medioambiental de Regadíos: Causapé, 2009) a partir de la siguiente ecuación elemental:

$$\text{Entradas} - \text{Salidas} - \text{Almacenamiento} = \text{Desbalance}$$

Las entradas por la precipitación (P), riego (R) y los flujos hídricos entrantes procedentes de la zona no regable incluida en la cuenca (FHE), menos las salidas por evapotranspiración real (ET_R), agua evacuada a través del barranco de Lerma (BL) y pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión (PEA), menos el almacenamiento de agua en el sistema entre el momento inicial y final de cada balance, teniendo en cuenta tanto el incremento del agua en el suelo (ΔS) como en el acuífero (ΔA), constituyeron el desbalance que se presenta a continuación:

$$(P + R + FHE) - (ET_R + BL + PEA) - (\Delta S + \Delta A) = \text{Desbalance} \quad [\text{Ec. 5.1}]$$

Los datos climáticos diarios necesarios para desarrollar los balances de agua fueron obtenidos de las estaciones agroclimáticas que la red SIAR (Servicio Integral de Asesoramiento al Regante, <http://oficinaregante.aragon.es>) posee en Tauste y Ejea de los Caballeros (a unos 5 y 6 km de Lerma respectivamente). El programa EMR interpola las variables climáticas de las distintas estaciones para obtener un valor diario para la cuenca de Lerma mediante la técnica de la inversa del cuadrado de la distancia (Isaaks y Srivastava, 1989).

Los volúmenes de riego diarios, obtenidos de la base de datos de la Comunidad de Regantes nº XI, fueron introducidos independientemente para cada una de las 55 unidades territoriales correspondientes a las parcelas (o parte de parcelas) regables que fueron independientemente gestionadas por los agricultores.

Para cuantificar las pérdidas por evaporación y arrastre de la aspersión (PEA), a los volúmenes de riego aplicado por este sistema se le aplicó el porcentaje de pérdidas que el programa EMR calcula a partir de la relación encontrada por Salvador (2003):

$$PEA (\%) = 20,34 + 0,214 \cdot v \text{ [m/s]}^2 - 2,29 \cdot 10^{-3} \cdot HR [\%]^2 \quad [\text{Ec. 5.2}]$$

donde los datos de velocidad del viento a 2 metros sobre la superficie (v) y de humedad relativa a 1,5 m sobre el suelo (HR) también fueron provistos por la Red SIAR.

La última variable obtenida de la Red SIAR fue la evapotranspiración de referencia (ET_0) calculada según Penman-Monteith (Allen *et al.*, 1998). A partir de ella y de los coeficientes de cultivo (kc) mensuales obtenidos por Martínez-Cob (2004) para la comarca de Ejea de los Caballeros, se calculó diariamente la evapotranspiración potencial de los cultivos (ET_C) según la metodología propuesta por Allen *et al.* (1998):

$$ET_C = ET_0 \cdot kc \quad [\text{Ec. 5.3}]$$

Los datos de lluvia, riego, pérdidas por evaporación y arrastre, y evapotranspiración potencial fueron utilizados por EMR para el desarrollo de balances de agua en el suelo de cada una de las 55 parcelas regables de la cuenca de Lerma. La capacidad de retención de agua disponible (CRAD) en el suelo para las plantas fue estimada a partir de la CEah media de cada parcela (Fig. 2.3, apartado 2.2) y la relación estadísticamente significativa entre esta variable y la CRAD de 10 muestras de suelos de Lerma analizadas según la metodología del Soil Survey Laboratory (1995):

$$CRAD \text{ [mm]} = 415,7 \cdot CEah \text{ [dS/m]} + 2,42; (R^2 = 0,91; n = 10; p < 0,001) \quad [\text{Ec. 5.4}]$$

Así pues, partiendo de un volumen inicial de agua útil (AU) para las plantas en el suelo, EMR suma las entradas del día por el riego ($R - PEA$) y precipitación (P) y resta la ET_C siempre y cuando haya suficiente AU en el suelo. EMR considera que la $ET_R = ET_C$ si $AU_{inicial} + P + R - PEA > ET_C$ y, en caso contrario, $ET_R = AU_{inicial} + P + R - PEA$ y el suelo queda al final del día con una humedad igual al punto de marchitez ($AU = 0$). En cambio, si $AU_{inicial} + P + R - PEA - ET_R > CRAD$, el programa interpreta que se ha sobrepasado la capacidad de campo del suelo, obteniéndose un drenaje del

suelo (D_S) igual a $D_S = AU_{\text{inicial}} + P + R - PEA - ET_R - CRAD$, y quedando el suelo al final del día a capacidad de campo ($AU = CRAD$).

Dado que no se dispuso del contenido inicial de agua en el suelo de cada parcela, éste se estimó como $\frac{1}{2} CRAD$, iniciando la ejecución del balance un año antes a la fecha de inicio del estudio para tener una mejor aproximación del contenido inicial del agua en el suelo de cada parcela al comienzo del período estudiado.

Con el balance de agua en el suelo se estimaron dos componentes directos del balance de agua en la cuenca (ET_R y ΔS) y el drenaje del suelo (D_S). Además, aprovechando el balance de agua en el suelo, se estimó la precipitación efectiva (P_{ef}) para cada día en cada parcela, considerando que si $P < CRAD + ET_R - AU$ entonces $P_{\text{ef}} = P$ y en caso contrario $P_{\text{ef}} = CRAD + ET_R - AU$. Esta aproximación no tiene en cuenta la existencia de flujos preferenciales en el suelo ni la escorrentía superficial que se pudiera generar. No obstante, se considera una aproximación suficientemente válida, teniendo en cuenta que las parcelas se suelen encontrar limitadas por bordes elevados y que para generar escorrentía superficial es necesario lluvias muy intensas.

También se estimó el volumen de drenaje procedente del riego (D_R) considerando en los días y parcelas con drenaje que si $AU + P - ET_R \geq CRAD$, entonces $D_R = R - PEA$, y en caso contrario $D_R = R - PEA - [CRAD - (AU + P - ET_R)]$. Esta estimación interpreta que durante un día siempre se produce antes la lluvia que el riego y en consecuencia prioriza el drenaje del riego sobre el de la lluvia, considerando que hasta cierto punto el agricultor debe tener en cuenta las lluvias para decidir sobre el riego.

Volviendo a la ecuación general del balance de agua en el área regable de la cuenca, el agua evacuada a través del barranco de Lerma fue cuantificada por la estación de aforos conforme se describe en el apartado 3.2.3. Desde el comienzo del estudio hasta que la estación de aforos empezó a estar operativa (agosto de 2005), el caudal del barranco de Lerma fue estimado a partir de los datos de lluvia y un coeficiente de escorrentía de 0,087, obtenido mediante la relación precipitación-caudal del barranco de Lerma en el período anterior a la implantación del riego con registro de la estación de aforos (de 1 octubre de 2005 a 31 de marzo de 2006).

No obstante, con toda la serie disponible de la estación de aforos se verificó que en el caso de las lluvias más intensas se producía un coeficiente de escorrentía mayor (0,313), que fue aplicado a los eventos de lluvia diaria superiores a 25 mm. Estos coeficientes de escorrentía también fueron aplicados para la estimación de los flujos hídricos entrantes procedentes del área no regable incluida en la cuenca de Lerma.

Finalmente, el almacenamiento anual de agua en el acuífero se estimó tomando como base el área del acuífero (310 ha), el espesor saturado de un piezómetro representativo del acuífero (P7, Fig. 2.2) y una porosidad efectiva del 25%, correspondiente al valor medio que Custodio y Llamas (1983) otorgan a la litología del acuífero. Dado que la red de piezómetros no se construyó hasta marzo de 2008, el espesor saturado al final de cada año hidrológico se estimó a partir de la relación estadísticamente significativa entre el espesor saturado en P7 (ES_{P7}) y el caudal medido en el barranco de Lerma (Q_{BL}), siendo imposible cuantificar el almacenamiento de agua en el acuífero en los años 2004 y 2005 ante la inexistencia de la estación de aforos.

$$ES_{P7} [\text{cm}] = 0,046 \cdot Q_{BL} [\text{m}^3/\text{día}] + 29,78; (R^2 = 0,92; n = 10; p < 0,001). \quad [\text{Ec. 5.5}]$$

La diferencia entre las entradas (E), salidas (S) y almacenamiento (A) constituyó el desbalance, que en términos porcentuales fue evaluado como:

$$\text{Desbalance } [\%] = 200 \cdot [(E - S - A) / (E + S + A)] \quad [\text{Ec. 5.6}]$$

Una vez comprobada la bondad del balance general se pudo discriminar el drenaje propio del área regable de la cuenca de Lerma como:

$$D = BL - FHE \quad [\text{Ec. 5.7}]$$

Este drenaje debe ser igual al drenaje estimado en el balance de agua en el suelo menos el incremento de agua en el acuífero, por lo cual se hizo una última validación de los balances desarrollados calculando el error como:

$$\text{Error } [\%] = 200 \cdot [(D_S - D - \Delta A) / (D_S + D + \Delta A)] \quad [\text{Ec. 5.8}]$$

5.2.2. Aprovechamiento del agua e índices de calidad del riego

Para cuantificar el aprovechamiento del agua en el área regable de la cuenca de Lerma se cuantificó el índice de aprovechamiento del agua (IAA) propuesto por EMR como:

$$IAA = \left[1 - \frac{D + PEA}{R + P} \right] \cdot 100 \quad [\text{Ec. 5.9}]$$

Este índice, obtenido principalmente de valores medidos, cuantifica el porcentaje de recursos hídricos (riego y precipitación) que han sido aprovechados para la evapotranspiración.

Para hacer un mejor análisis de la calidad del riego se cuantificó las necesidades hídricas netas (NHn) y tres índices que evalúan la eficiencia de riego (ER), su fracción de drenaje (FD_R) y el déficit hídrico (DH). Estos índices fueron calculados para cada parcela y en los períodos con cultivo, siguiendo los criterios propuestos en EMR a partir de los datos del balance de agua en el suelo.

$$NHn = (ET_C + AU_{\text{final}}) - (AU_{\text{inicial}} + P_{\text{ef}}) \quad [\text{Ec. 5.10}]$$

$$ER = \left[1 - \left(\frac{D_R + PEA}{R} \right) \right] \cdot 100 \quad [\text{Ec. 5.11}]$$

$$FD_R = \frac{D_R}{R} \cdot 100 \quad [\text{Ec. 5.12}]$$

$$DH = \frac{ET_C - ET_R}{ET_C} \cdot 100 \quad [\text{Ec. 5.13}]$$

Las necesidades hídricas netas estiman el volumen de agua de riego necesario para que los cultivos no sufran estrés hídrico y el suelo quede en las mismas condiciones de humedad al final del período. Las NHn cuando el cultivo está presente divididas por la eficiencia de riego estimaría el volumen de riego bruto a aplicar.

La eficiencia de riego evalúa el porcentaje del volumen de riego que no ha salido del sistema, siendo utilizado para satisfacer las necesidades hídricas de los cultivos o acumulado en la reserva de agua en el suelo. La fracción de drenaje del riego cuantifica qué porcentaje del riego se pierde en el drenaje condicionado por la dosis de riego y la humedad del suelo en el momento de aplicar el riego. Finalmente, el déficit hídrico evalúa en qué grado el riego ha sido incapaz de satisfacer las necesidades hídricas de los cultivos para no disminuir su potencial rendimiento por estrés hídrico.

Una alta calidad del riego vendrá determinada cuando la ER se aproxime al 100% y cuando la FD_R y el DH sean nulos. Si bien, hay que tener en cuenta la posible existencia de riegos no destinados a satisfacer las necesidades hídricas, pero a optimizar la humedad del suelo para determinadas prácticas agrarias (laboreo y riegos de nascencia), y también que en determinadas circunstancias es necesario aplicar el riego en exceso para favorecer el lavado de sales con la consiguiente generación de drenaje y pérdida de eficiencia de riego (Tanji y Kielen, 2002). Del mismo modo, puede ponerse en práctica técnicas de riego deficitario controlado que provocaría un déficit hídrico intencionado (Doorenbos y Kassam, 1979; Farré y Faci, 2009).

5.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.3.1. Balances hídricos

El volumen medio de agua implicado en los balances de la cuenca de Lerma fue de 642 mm/año, incrementándose progresivamente con la implantación del riego de tal forma que, tras el lluvioso año 2004, pasó de menos de 300 mm en 2005 a unos 900 mm en 2008 (Tabla 5.1).

Estacionalmente, el agua implicada en el balance pasó de distribuirse en función de las lluvias, principalmente de primavera y otoño, a concentrarse en los meses de verano, cuando se registraron los mayores volúmenes de entrada a causa del riego y de salida por evapotranspiración y drenaje (Fig. 5.1), aunque este último estuvo regulado en parte por su paso a través del acuífero.

Tabla 5.1. E: Entradas [precipitación (P), riego (R), flujos hídricos entrantes procedentes de la zona no regable (FHE)]; S: salidas [evapotranspiración real (ET_R), agua evacuada a través del barranco de Lerma (BL), pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersion (PEA)]; A: almacenamiento [en el suelo (ΔS) y en el acuífero (ΔA)] y desbalances anuales (E-S-A y porcentual) para los años 2004-2008.

Año	Entradas				Salidas				Almacenamiento			Desbalance	
	P	R	FHE	ΣE	ET_R	BL	PEA	ΣS	ΔS	ΔA	ΣA	E-S-A	(¹)
	mm/año				mm/año				mm/año			mm/año	%
2004	628	0	78	706	318	169	0	487	20	---	20	199	32,7
2005	212	0	16	228	237	36	0	273	-42	---	-42	-2	-1,1
2006	426	144	56	626	425	123	20	568	48	9	57	1	0,2
2007	411	397	31	839	643	106	57	806	-36	68	32	1	0,2
2008	361	519	27	907	656	118	59	832	7	69	77	-2	-0,3
04-08	408	212	41	661	456	110	27	593	-1	29	29	39	6,1

(¹) Desbalance [%] = $200 \cdot [(E - S - A) / (E + S + A)]$

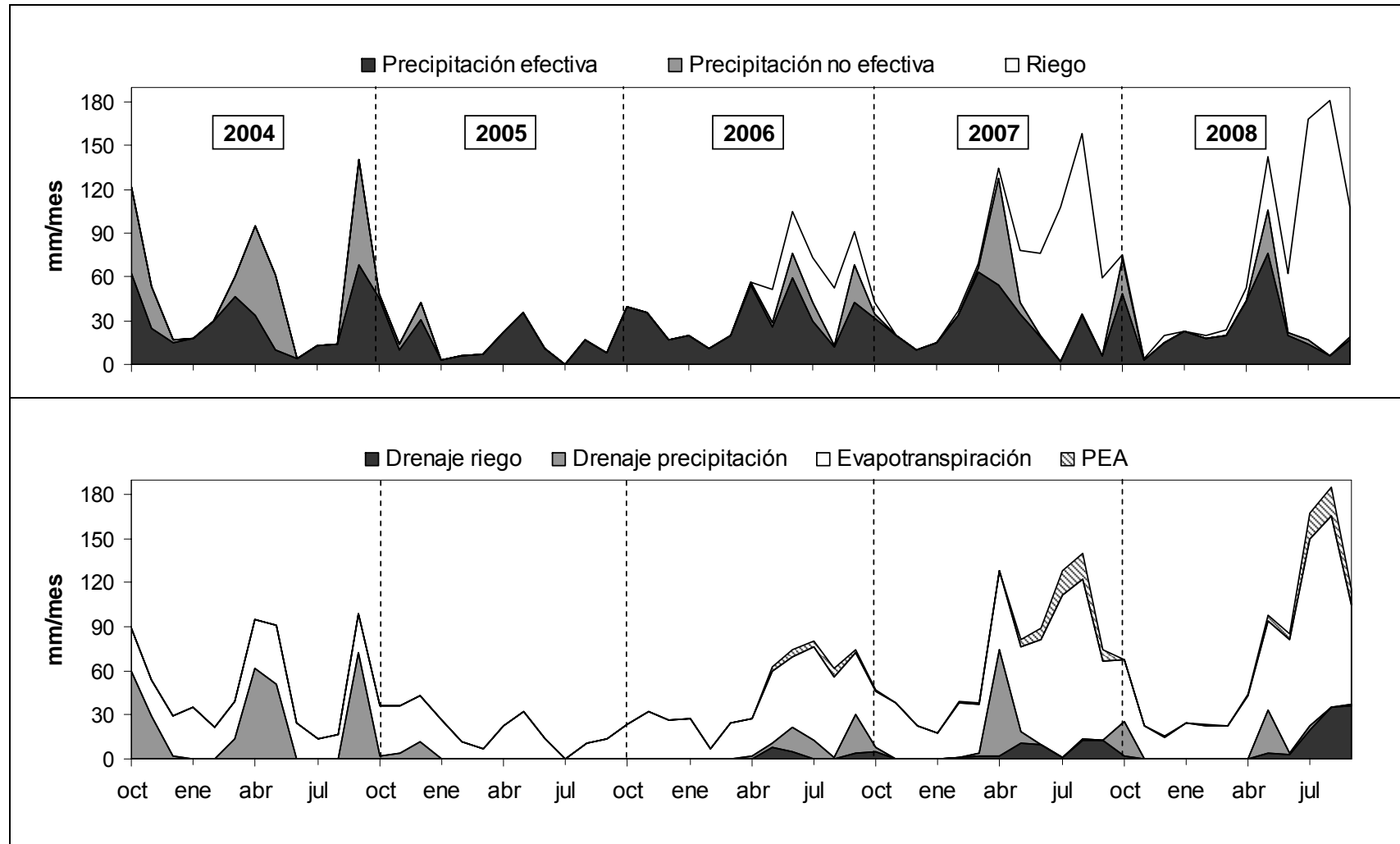


Figura 5.1. Evolución mensual de las entradas (precipitación efectiva, precipitación no efectiva y riego) y salidas (drenaje del riego, drenaje de la precipitación, evapotranspiración y pérdidas por evaporación y arrastre) obtenida del balance de agua en el suelo durante los cinco años del estudio (2004-2008).

La precipitación fue el principal componente de entrada de agua en la cuenca de Lerma, si bien, en 2008 fue superada por el riego. Los mayores (2004: 628 mm) y menores (2005: 212 mm) volúmenes de agua introducidos con la lluvia se produjeron en condiciones de secano mientras que con la transformación en riego se registraron precipitaciones anuales menos extremas y próximas a los registros históricos medios de la zona (460 mm/año; <http://oficinaregante.aragon.es>).

La precipitación efectiva para todo el período estudiado fue un 75% de la precipitación total (Fig. 5.1), valor similar al teórico utilizado en otros estudios (Cuenca, 1989). No obstante, a lo largo de los años estudiados este valor varió sensiblemente desde el 54% del lluvioso año 2004 hasta el 92% del seco 2005, indicando la conveniencia de no considerar la precipitación efectiva como un valor porcentual fijo de la precipitación total.

Durante los años de regadío la precipitación efectiva fue más similar, oscilando entre el 79% de 2007 y el 86% de 2006. Las mayores precipitaciones no efectivas se produjeron tras la saturación de los suelos, principalmente durante los meses primaverales. En concreto, en abril de 2007, el mes más lluvioso de todo el período bajo riego, la precipitación no efectiva (73 mm) fue un 57% de la total (127 mm).

El riego fue el segundo componente de entrada en el balance hídrico. Su importancia se ha ido incrementando progresivamente a partir de 2006 con la transformación, de tal forma que en 2008, con el 85% del área regable transformada, el riego supuso la principal entrada de agua (519 mm, 57% de las entradas).

Los flujos hídricos procedentes del área no regable de la cuenca de Lerma tan sólo supusieron un 6% de las entradas al balance. Temporalmente variaron en función de la precipitación, llegando a representar el 11% del total de entradas en 2004. Con la transformación en riego y el incremento en los volúmenes de agua implicados en el balance este componente fue perdiendo importancia, suponiendo solamente el 3% de las entradas en 2008.

En cuanto a las salidas, la ET_R fue el principal componente de todo el período de estudio, contribuyendo en un 77% a las salidas totales. A pesar de que la mayor ET_0 (1334 mm) se registró en 2005, la ausencia de regadío e intensa sequía de este año provocó la menor ET_R (237 mm). Conforme a lo esperado, la ET_C se incrementó con la expansión del regadío, pasando de los 564 de 2006, a 736 mm en 2007 y 852 mm en 2008, cuando, además de la mayor área regada, se constató una mayor presencia de dobles cosechas. El aumento en la ET_C condicionó los progresivos incrementos de la ET_R con la transformación del regadío, aunque la ET_R nunca se igualó a la ET_C por determinados momentos de ausencia de agua útil en el suelo.

El agua drenada por el barranco de Lerma contribuyó en un 19% a las salidas del balance durante todo el período de estudio. El menor registro se presentó en el seco año 2005 (36 mm, 13% de las salidas) y el mayor en el lluvioso 2004 (169 mm, 35% de las salidas).

El drenaje de la cuenca, que en 2004 y 2005 se debía exclusivamente a la precipitación y tenía un carácter intermitente, cambió progresivamente durante los años de regadío hacia un flujo permanente con clara influencia del riego. Con la transformación en riego la mediana de los caudales diarios del barranco de Lerma se incrementó significativamente ($p < 0,05$; Mann-Whitney) de los 4,3 l/s de 2006, a los 7,6 l/s de 2007 hasta los 9,4 l/s de 2008. El porcentaje del drenaje total que provino del riego pasó del 22% en 2006, al 39% en 2007 y al 63% en 2008. Estacionalmente, el 66% del agua evacuada por el barranco de Lerma lo hizo entre abril y septiembre, período en el cual se aplicó el 97% del riego.

Las pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión, ausentes en el período de secano, representaron entre el 4% (2006) y el 7% (2007 y 2008) de las salidas durante los años bajo riego. Aunque parezcan pequeños volúmenes a nivel de los balances, estos valores son significativos a nivel agronómico, ya que se corresponden con el 11-14% del riego total y el 14-16% del agua aplicada por aspersión, valores similares a los encontrados en ensayos experimentales para las condiciones meteorológicas medias de Zaragoza, que son semejantes a las de la zona de estudio (Playán *et al.*, 2005).

En cuanto al almacenamiento, el del suelo varió dentro del régimen anual y la estacionalidad del riego y de las lluvias, de tal forma que en el cómputo del período de estudio unos años se compensaron con otros. Sin embargo, la puesta en riego incrementó progresivamente el nivel freático de los acuíferos año tras año, sin que al final del estudio se pudiera constatar que el sistema estuviera de nuevo en equilibrio.

El almacenamiento de agua en el acuífero, no considerado en muchos estudios de este tipo alegando la periodicidad anual del riego y de las lluvias, supuso hasta un 8% del agua implicada en los balances de 2007 y 2008, lo que justifica el elevado desbalance hídrico de 2004 (32,7%), cuando no pudo ser cuantificado. Para el resto de los años, y en particular los tres últimos en que el almacenamiento de agua en el acuífero fue cuantificado, los balances cerraron adecuadamente.

Las lluvias de 2004 condicionaron que el balance estimara un drenaje del suelo de 290 mm, mientras que el drenaje propio del área regable tan sólo fue de 91 mm (Tabla 5.2). Ello implicaría un teórico almacenamiento en el acuífero de 199 mm, que al no considerarse conllevó un error inadmisibles (104,4%). Sin embargo, al igual que para el desbalance, una vez considerado el almacenamiento en el acuífero los errores anuales disminuyeron por debajo del $\pm 2\%$, dando consistencia a los resultados de los balances y posibilitando la aplicación de índices de calidad del riego basados en ellos.

Tabla 5.2. Volumen estimado de drenaje del suelo (D_s), drenaje propio del área regable (D), almacenamiento de agua en el acuífero (ΔA) y error asociado a los balances.

Año	D_s	D	ΔA	Error ⁽¹⁾
	<i>mm/año</i>	<i>mm/año</i>	<i>mm/año</i>	<i>%</i>
2004	290	91	-	104,4
2005	18	20	-	-12,8
2006	78	68	9	1,4
2007	144	76	68	0,9
2008	158	91	69	-1,6
04-08	137	69	29	33,3

$$^{(1)} \text{Error [\%]} = 200 \cdot [(D_s - D - \Delta A) / (D_s + D + \Delta A)]$$

5.3.2. Aprovechamiento del agua e índices de calidad del riego

En condiciones de secano el agua drenada a través del desagüe osciló entre el 14% de la precipitación del lluvioso año 2004 y el 9% del seco año 2005, donde también pudieron ser drenadas lluvias anteriores. Con la transformación en riego el índice de aprovechamiento del agua se situó en el 84%, oscilando entre el 85% de 2006 y el 83% de 2008, lo que significa que tan sólo el 16% de los recursos hídricos disponibles (lluvia más riego) dejaron la cuenca en forma de drenaje o pérdidas por evaporación y arrastre, sin ser usada por los cultivos.

El volumen de riego aplicado fue un 13% superior a las necesidades hídricas netas (Tabla 5.3), proporción que no puede considerarse excesiva, ya que si se alcanzara una eficiencia de riego del 87% hubiese sido suficiente para satisfacer las exigencias de los cultivos. Sin embargo, la eficiencia de Lerma se situó en el 72%, generando un déficit hídrico en los cultivos del 16%. Este último valor pudo estar sobreestimado, ya que los estados fenológicos de los cultivos en cada parcela no siempre coincidieron exactamente con los valores medios de la comarca de Ejea de los Caballeros utilizados por EMR. No obstante, según información facilitada por los agricultores, los rendimientos productivos no se correspondieron con los máximos potenciales de la zona, lo que podría, en parte, ser justificado por un posible déficit hídrico.

Tabla 5.3. Necesidades hídricas netas (NHn), riego (R), eficiencia de riego (ER), fracción de drenaje del riego (FD_R), pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión (PEA) y déficit hídrico (DH) durante el período 2006-2008 en la cuenca de Lerma.

Año	NHn	R	ER	FD_R	PEA	DH
	$hm^3/año$	$hm^3/año$	%	%	% ⁽¹⁾	%
2006	0,54	0,58	74,5	11,8	13,7	15,3
2007	1,33	1,61	72,1	13,5	14,4	11,6
2008	1,90	2,10	70,3	18,3	11,3	19,5
06-08	1,26	1,43	72,1	14,7	13,1	15,6

⁽¹⁾ Porcentaje expresado respecto al volumen de riego total.

La eficiencia de riego de Lerma se encuentra dentro del rango de eficiencia verificado en regadíos similares de otras partes del mundo (entre el 54 y el 80%; Zalidis *et al.*, 1997; Al-Jamal *et al.*, 2001). No obstante, difiere de la cuantificada en otros regadíos presurizados del valle medio del Ebro. Así, Tedeschi *et al.* (2001) y Cavero *et al.* (2003) cuantificaron eficiencias superiores al 90% en los regadíos de Monegros II, siendo importante notar que los citados autores no descontaron las pérdidas por evaporación y arrastre, que, como indican Playán *et al.* (2005), pueden llegar a representar el 8-15% del riego aplicado por aspersión en las condiciones climáticas del valle del Ebro.

Por otro lado, la eficiencia de riego en la cuenca de Lerma fue, en general, superior a la encontrada en zonas de riego por inundación, que alcanzan valores medios del 50% en zonas de suelos inadecuados para este tipo de riego (Isidoro *et al.*, 2004; Causapé *et al.*, 2004b; Lecina *et al.*, 2005), pero que pueden superar el 70% en suelos de mayor capacidad de retención de agua disponible (Caballero *et al.*, 2001) o en zonas con un manejo más adecuado del riego por inundación (García-Garizábal, 2010), demostrando que el riego por inundación bien gestionado y sobre suelos adecuados permite alcanzar eficiencias en parcela del mismo orden a las del riego por aspersión.

Según Tanji y Kielen (2002), el riego por aspersión bien manejado puede alcanzar una eficiencia de aplicación máxima del 90%. La pérdida de eficiencia de riego en Lerma se repartió entre las pérdidas por drenaje y las pérdidas por evaporación y arrastre de la aspersión. Así pues, la fracción de drenaje del riego fue del 15% mientras que las pérdidas por evaporación y arrastre fueron del 13% del riego total aplicado.

El aumento en la superficie de regadío provocó incrementos en las necesidades hídricas netas de la cuenca, donde en tan sólo tres años casi se cuadruplicaron (de 0,54 hm³ en 2006 a 1,90 hm³ en 2008). Unitariamente, las necesidades hídricas netas aumentaron de 4.401 m³/ha regada en 2006, a 4.910 m³/ha regada en 2007 y 5.509 m³/ha regada en 2008, mostrando que conforme se va consolidando el regadío los agricultores optan por cultivos más rentables o dobles cosechas y, por tanto, con mayores necesidades hídricas.

Los resultados anuales de los índices de calidad del riego muestran un continuo descenso de la eficiencia de riego (del 74% en 2006 al 70% de 2008) principalmente debido a una mayor fracción de drenaje del riego que pasó del 12% en 2006 al 18% en 2008. Estacionalmente, en abril se registraron eficiencias de riego en torno al 80% para descender en mayo hasta el 62% a consecuencia de la presencia de riego en período lluvioso (Fig. 5.2).

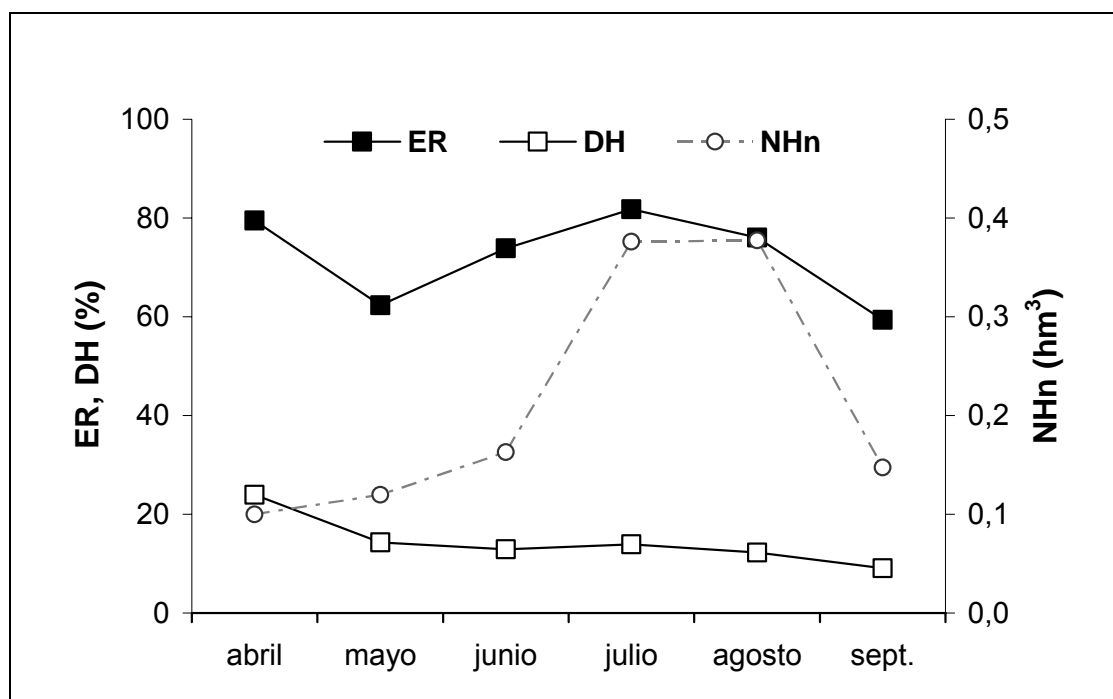


Figura 5.2. Evolución mensual de la eficiencia de riego (ER), déficit hídrico (DH) y necesidades hídricas netas (NHn) entre abril y septiembre del periodo 2006-2008 en la cuenca de Lerma.

En áreas regadas por aspersión de Monegros II, Tedeschi *et al.* (2001) encontraron menores eficiencias de riego en los meses de abril y mayo, como consecuencia de las lluvias y del frecuente riego aplicado al maíz tras la siembra, para estimular la emergencia y reducir la formación de costra en los suelos. La siembra del maíz, en general más tarde en la cuenca de Lerma, provocó que este efecto fuera notado principalmente en mayo. A partir de mayo, conforme aumentaron las necesidades hídricas, también se incrementó la eficiencia de riego hasta valores cercanos al 80%, para volver a descender en septiembre, cuando las necesidades hídricas disminuyeron y aumentaron las precipitaciones.

El déficit hídrico, que en sistemas por inundación aumenta significativamente en los meses de verano (Causapé *et al.*, 2004b; García-Garizábal, 2010), se mantuvo prácticamente constante en la cuenca de Lerma, ya que la posibilidad de mayor frecuencia de aplicación de los sistemas presurizados suplieron relativamente bien las mayores necesidades hídricas de este período.

Entre los tres principales cultivos presentes en la cuenca (82% de la superficie regada), el tomate obtuvo una eficiencia de riego del 87%, un 15% superior a las del maíz y cereal de invierno (72 y 71% respectivamente). La fracción de drenaje del riego de estos tres cultivos fue bastante similar (entre el 13 y el 15%), lo que indica que las diferencias entre las eficiencias se debieron principalmente a las pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión (Anexo fotográfico), demostrando frente a ellos la mayor eficiencia de los sistemas de riego por goteo (Tabla 5.4).

Tabla 5.4. Porcentaje de área, necesidades hídricas netas (NHn), riego (R), eficiencia de riego (ER), fracción de drenaje del riego (FD_R), pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión (PEA) y déficit hídrico (DH) durante el período 2006-2008 para los tres principales cultivos de la cuenca de Lerma.

Cultivo	Área	NHn	R	ER	FD _R	PEA	DH
	%	m ³ /ha·año	m ³ /ha·año	%	%	%	%
Maíz	52	5.950	7.400	71,6	13,3	15,1	10,0
Cereal Invierno	20	2.510	1.535	70,8	15,4	13,8	26,9
Tomate	10	5.550	5.520	86,6	13,4	0,0	14,4

Por otro lado, las más bajas necesidades hídricas del cereal de invierno no impidieron que éste sufriera los mayores déficits hídricos (27%), que se debieron al mayor intervalo de tiempo entre riegos, ya que se detectó un manejo casi similar al que se hace en riego por inundación, con aplicaciones de riego altas y escasamente fraccionadas.

De esta manera, durante los próximos años de establecimiento del regadío en la cuenca existe la posibilidad de un incremento en el aprovechamiento del agua, además de la obtención de unos mayores rendimientos de los cultivos.

5.4. CONCLUSIONES

La transformación en riego de la cuenca de Lerma ha conllevado un progresivo incremento en el volumen de agua implicado en sus balances hídricos anuales, donde el riego ha pasado a constituir el principal componente de entrada, aumentando las salidas de agua por evapotranspiración y drenaje a través del barranco de Lerma.

El continuo almacenamiento anual de agua en el acuífero demuestra que el sistema, afectado por su transformación en regadío, todavía no ha alcanzado un estado de equilibrio y, por tanto, no podemos hablar de un regadío consolidado.

Una vez considerados todos los componentes, los balances hídricos cerraron adecuadamente y el drenaje estimado mediante un balance de agua en el suelo fue similar al cuantificado por diferencia entre los flujos hídricos entrantes, salientes y almacenados en la cuenca, lo que dio consistencia a los balances desarrollados y permitió la aplicación de índices de calidad del riego basados en ellos.

El índice de aprovechamiento del agua fue del 84%, lo que significa que tan sólo el 16% de los recursos hídricos disponibles (lluvia más riego) abandonaron la cuenca en forma de drenaje o pérdidas por evaporación y arrastre, sin ser usada por los cultivos.

La progresiva transformación en riego incrementó las necesidades hídricas de la cuenca de Lerma, donde la eficiencia de riego se situó en el 72%, generando un déficit hídrico en los cultivos del 16%. La pérdida de eficiencia de riego se repartió entre las pérdidas por drenaje (fracción de drenaje del riego del 15%) y las pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión que supusieron un 13% del riego (15% del riego aplicado por aspersión).

Los resultados indican que todavía existe margen de mejora en la gestión de este nuevo regadío, ajustando las dosis y calendarios de riego de tal forma que se reduzca la fracción de drenaje y las pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión, consiguiendo incrementar la eficiencia de riego y reducir el déficit hídrico.

CAPÍTULO VI:

**SALES Y NITRATOS EXPORTADOS POR EL
NUEVO REGADÍO**

6.1. INTRODUCCIÓN

La transformación de un área agrícola, además de suponer un incremento en la cantidad de agua implicada en el sistema, puede provocar cambios en la calidad del agua drenada/exportada.

Aunque la legislación europea actual impone límites a la concentración química de contaminantes en las aguas, el principal riesgo de la contaminación agroambiental se deriva de la combinación de las dos circunstancias citadas anteriormente: cantidad y calidad del agua.

Así, la masa exportada de contaminantes es el parámetro que se debería controlar para evitar los impactos negativos en los recursos hídricos receptores del agua drenada de una zona agrícola, ya que finalmente sería lo que incrementaría su concentración.

A partir del adecuado cierre de los balances hídricos y del seguimiento de la calidad del agua drenada de una cuenca es posible contabilizar, de manera bastante precisa, la pérdida de contaminantes por este drenaje y asociarlo a las características físicas y agronómicas del regadío estudiado (Tedeschi *et al.*, 2001; Causapé *et al.*, 2004b y 2004c; Isidoro *et al.*, 2006a y 2006b; Ribbe *et al.*, 2008).

Asimismo, la aplicación de índices de contaminación que estén relacionados a las masas unitarias de contaminantes exportados, corregidas por factores intrínsecos del regadío, permite la evaluación de la problemática local y la comparación con otras regiones, evitando, en muchos casos, que factores naturales y socioeconómicos puedan influir en los resultados obtenidos.

El principal objetivo de este capítulo es cuantificar las masas de contaminantes (sales y nitratos) exportadas de la cuenca de Lerma antes y durante su progresiva transformación en riego, analizando la magnitud de los valores encontrados a través de la aplicación de índices de contaminación agraria y relacionándolos a los factores implicados en la contaminación.

6.2. METODOLOGÍA

6.2.1. Balance salino y nitrato exportado

Se desarrollaron balances salinos y se cuantificó el nitrato exportado del área regable de la cuenca de Lerma durante el período 2004-2008. Para ello, se asignaron concentraciones de sales en general y de nitrato en particular a los componentes del balance de agua (Capítulo V), excepto para la evapotranspiración, pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersion, y almacenamiento en el suelo, bien porque estos componentes se encuentran libres de sales o bien por su difícil medición y escasa contribución a los balances.

El producto entre concentraciones y volúmenes de agua otorgó la masa de sales y nitrato para cada componente. La diferencia entre las entradas (P: precipitación, R: riego, FHE: flujos hídricos entrantes procedentes de la zona no regable), salidas (BL: barranco de Lerma) y almacenamiento (ΔA : acuífero) del balance salino se corresponde con el resultado del conjunto de procesos de disolución-precipitación.

En el caso del nitrato, el objetivo no fue cerrar un balance pero sí cuantificar la masa exportada junto a la contribución del riego y de la lluvia, por lo que la diferencia entre entradas, salidas y almacenamiento se atribuyó al resultado de los componentes del ciclo de nitrógeno no tenidos en cuenta (e.g. fertilización, exportación en las cosechas, volatilización,...).

$$\begin{aligned} \text{Entradas} - \text{Salidas} - \text{Almacenamiento} &= E - S - A \\ (P + R + FHE) - (BL) - (\Delta A) &= E - S - A \end{aligned} \quad [\text{Ec. 6.1}]$$

El mayor esfuerzo de muestreo se realizó para determinar la concentración del agua exportada a través del barranco de Lerma. Este barranco a la salida de la cuenca de Lerma (Fig. 3.1) fue muestreado inicialmente con una frecuencia mensual hasta que la construcción (en 2005) de la estación de aforos (Anexo fotográfico) y su equipamiento con un tomamuestras automático (modelo ISCO 3600) permitió un muestreo diario.

Las muestras de agua fueron transportadas hasta el laboratorio, donde se determinó la conductividad eléctrica del agua corregida a 25 °C (CE) y la concentración de nitrato ($[\text{NO}_3^-]$). La metodología utilizada fue la descrita en el apartado 3.2.2.

En 17 muestras de agua, que comprendieron el rango de variación de la CE del barranco de Lerma, se determinó la concentración de bicarbonato ($[\text{HCO}_3^-]$) y el residuo seco (RS) para la obtención de los sólidos disueltos totales (SDT) como (apartado 3.2.2):

$$\text{SDT (mg/l)} = \text{RS (mg/l)} + \frac{1}{2} \text{HCO}_3^- \text{ (mg/l)} \quad [\text{Ec. 3.1}]$$

Mediante una regresión se obtuvo la ecuación que permitió convertir la CE de cada muestra colectada a sólidos disueltos totales:

$$\text{SDT (mg/l)} = 712,22 \cdot \text{CE (dS/m)} - 104,83 \quad [\text{Ec. 3.2}]$$

Esta misma relación se utilizó para la estimación de los sólidos disueltos totales en los flujos hídricos entrantes y en el almacenamiento de agua en el acuífero. La concentración de los flujos hídricos entrantes se obtuvo de muestras mensuales del agua del barranco antes de entrar en la zona regable, mientras que el contenido de sales y nitrato en las aguas subterráneas en una fecha concreta tuvo que estimarse, por la ausencia de sondeos, a partir de la concentración del agua del barranco en esa misma fecha, algo que es asumible si no hubo lluvias intensas recientes que generasen escorrentía superficial.

Finalmente, las concentraciones en el agua de lluvia se determinaron a partir de la media de tres muestras colectadas en la zona de estudio mediante un pluviómetro con una lámina de parafina, que evitó la evapoconcentración hasta que la muestra fue recogida para su transporte al laboratorio. En cuanto a la concentración en el agua de riego, cuya variabilidad también fue baja ($\text{CV}_{\text{SDT}} = 9\%$), se determinó a partir de la media de nueve muestras tomadas en el canal de riego.

6.2.2. Índices de contaminación del regadío

Las masas unitarias de contaminantes exportados desde el área regable (S y N-NO₃⁻) se obtuvieron descontando los contaminantes introducidos con los flujos hídricos entrantes a la zona regable de los contaminantes exportados por el barranco de Lerma.

Para profundizar en la evaluación del impacto agroambiental producido se aplicaron dos índices propuestos por Causapé (2009), que son calculados por el programa informático EMR: el índice de contaminación por sales (ICS) y el índice de contaminación por nitratos (ICN):

$$ICS = \left[\frac{S \text{ [t/ha]}}{CE_{NR} \text{ [dS/m]}} \right] \quad [\text{Ec. 6.2}]$$

$$ICN = \left[\frac{(N - NO_3^-) \text{ [kg/ha]}}{NF \text{ [kg/ha]}} \right] \quad [\text{Ec. 6.3}]$$

donde CE_{NR} es la conductividad eléctrica del drenaje en período de no riego, representando la salinidad de los materiales geológicos-suelos de la zona, y NF son las necesidades de fertilización nitrogenada del regadío, que fueron estimadas, anualmente, a partir de las superficies de los cultivos, las producciones facilitadas por los agricultores y las extracciones de nitrógeno en las cosechas (Orús y Sin, 2006).

Estos dos índices posibilitan comparar el impacto generado temporalmente y entre diferentes regadíos, corrigiendo los valores de masas unitarias exportadas por factores naturales como la salinidad proveniente de la geología local en el caso del ICS, y factores climáticos y socioeconómicos, como los cultivos implantados y sus respectivas necesidades de fertilización nitrogenada en el caso del ICN.

De este modo, estos índices son más permisivos con los regadíos más desfavorecidos, representando límites reales, que los regadíos bien gestionados de diversas características no deberían superar.

6.2.3. Procedimientos estadísticos

La prueba no paramétrica de Mann y Whitney (1947) fue utilizada para comparar la CE y $[\text{NO}_3^-]$ del período anterior a la transformación (2004-2005) frente al período de regadío (2006-2008), además de la comparación entre cada año, con el propósito de verificar la evolución de estos parámetros de calidad del agua con la implantación del riego. Se consideró que los grupos eran significativamente diferentes a una probabilidad de error menor que 5% ($p < 0,05$).

El coeficiente de correlación (r) de Spearman fue aplicado para analizar las relaciones entre las siguientes variables e indicadores: riego, precipitación, masa exportada de sales, masa exportada de nitrato, conductividad eléctrica del agua, concentración de nitrato, índice de aprovechamiento del agua, índice de contaminación por sales e índice de contaminación por nitratos.

El valor del coeficiente r puede variar entre -1 y 1, de donde se deduce si la relación es negativa, positiva, o inexistente ($r = 0$) (Spearman, 1904). Se utilizaron valores mensuales del período en regadío ($n = 36$), y en el caso de la precipitación también se ejecutó para el período anterior a la transformación del área ($n = 24$), con la intención de averiguar posibles cambios en las relaciones existentes. Todos los procedimientos estadísticos fueron llevados a cabo con el programa Statgraphics 15 (Statpoint).

6.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.3.1. Masas exportadas de sales

La masa media de sales implicada en los balances salinos fue de 4,0 t/ha·año, siendo la más alta del período de estudio la del lluvioso año 2004 (5,8 t/ha) y la más baja la del seco año 2005 (1,3 t/ha). Con la progresiva implantación del riego la masa de sales implicada en los balances se incrementó a un ritmo de 0,33 t/ha·año, pasando de los 3,5 t/ha·año en condiciones de secano (2004-2005) hasta 4,5 t/ha·año en 2008.

La principal entrada de sales al sistema correspondió a los flujos hídricos procedentes de la zona no regable, representando el 55% de las entradas durante todo el período estudiado (Tabla 6.1).

Tabla 6.1. E: Entradas [precipitación (P), riego (R), flujos hídricos entrantes procedentes de la zona no regable (FHE)]; S: salida [agua evacuada a través del barranco de Lerma (BL)]; A: almacenamiento [en el acuífero (ΔA)] y E-S-A de los balances salinos para los años 2004-2008.

Año	Entradas				Salida	Almac.	E-S-A
	P	R	FHE	ΣE	BL	ΔA	
	t/ha·año				t/ha·año	t/ha·año	
2004	0,5	0,0	2,5	3,0	5,8	---	-2,8
2005	0,2	0,0	0,5	0,7	1,3	---	-0,6
2006	0,4	0,4	1,8	2,5	2,8	1,2	-1,5
2007	0,3	1,1	0,8	2,2	2,3	2,0	-2,1
2008	0,3	1,4	0,6	2,3	3,2	1,3	-2,2
04-08	0,3	0,6	1,2	2,2	3,1	0,9	-1,8

Sin embargo, con la implantación del regadío en la cuenca la entrada de sales a través del agua de riego se incrementó de modo que en 2007 ya había superado a los flujos hídricos entrantes y, en 2008, representaba el 61% de las entradas. Así, a pesar de la baja salinidad del agua de riego (CE = 0,3 dS/m), este componente demostró ser

importante debido a los volúmenes aplicados. Por otro lado, la precipitación, que presentó la más baja salinidad ($CE = 0,1$ dS/m) entre todos los componentes llevados en consideración, contribuyó con el 15% de las sales entrantes al sistema.

La única salida de sales considerada fue la drenada por el barranco de Lerma, que supuso una media de $3,1$ t/ha·año. En los años de secano salió de la cuenca de Lerma la mayor (2004: $5,8$ t/ha) y menor (2005: $1,3$ t/ha) masa de sales debido principalmente a las diferencias en el volumen de drenaje, ya que la salinidad del agua ($CE_{2004} = 5,0$ dS/m y $CE_{2005} = 4,9$ dS/m) no fue significativamente diferente ($p < 0,05$).

Comparando la salinidad del agua del barranco durante los años no regados con la salinidad en los años bajo riego ($CE_{2006} = 3,9$ dS/m; $CE_{2007} = 4,2$ dS/m; $CE_{2008} = 4,2$ dS/m) se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$), lo que demostró la disminución de la salinidad del agua de la cuenca con la transformación en regadío, ya que el agua de riego es de buena calidad y, a pesar de su evapoconcentración, pudo diluir la salinidad natural del barranco. Entre los años de regadío no hubo diferencias significativas ($p < 0,05$) en la salinidad del agua, destacando que en 2008, con menores precipitaciones y entradas de la zona no regable, circuló por el barranco una mayor masa de sales ($3,2$ t/ha·año).

El contenido de sales en el agua almacenada en el acuífero supuso una cantidad a tener en cuenta en el balance, ejerciendo una importante regulación del drenaje de la cuenca. Al igual que para el agua, en los tres años en que pudo ser estimado se produjo un incremento continuado del almacenamiento, demostrando que tras la progresiva transformación en riego el sistema todavía no había llegado al equilibrio.

El resultado final del balance de sales durante todo el período de estudio reveló un predominio de los procesos de disolución sobre los de precipitación de sales ($E-S-A = -1,8$ t/ha·año). Además, de los balances anuales se constató que la disolución predominó sobre la precipitación en todos los años, obteniendo valores extremos en condiciones de secano con altas y bajas lluvias, si bien, los valores obtenidos pueden estar afectados por la no consideración del almacenamiento del acuífero en estos años.

Asumiendo que el almacenamiento del acuífero en el año más y menos lluvioso se hubiese compensado, la masa de sales disueltas en condiciones de regadío (1,9 t/ha·año) fue un 14% superior a condiciones de seco. Entre los años de regadío se cuantificó un progresivo incremento de las sales disueltas con la progresiva implantación del riego (de 1,5 t/ha en 2006 hasta 2,2 t/ha en 2008).

Modelos geoquímicos desarrollados en otros regadíos de Bardenas (Causapé *et al.*, 2004a) ya detectaron el predominio de los procesos de disolución de yeso y halita sobre la precipitación de calcita, si bien, García-Garizábal (2010) constató que el incremento de la eficiencia de riego en regadíos menos salinos que Lerma puede invertir la situación, dominando el precipitado de calcita sobre la disolución de otras sales.

Las sales exportadas del área regable durante todo el período de estudio se cuantificaron en 1,9 t/ha·año, destacando las mayores masas exportadas del lluvioso año 2004 (3,3 t/ha) y las menores del seco 2005 (0,8 t/ha), todavía en condiciones de seco. Conforme se fue transformando el regadío se produjo un continuado aumento de las masas exportadas a un ritmo de más de media tonelada de sales exportada por hectárea y año, pasando de 1,0 t/ha en 2006 a 2,6 t/ha en 2008 (Tabla 6.2).

De toda la masa de sales exportada de la zona regable, un 51% procedió de la disolución de los materiales geológicos (0,9 t/ha·año), un 31% de las sales contenidas en el agua de riego (0,6 t/ha·año) y un 18% del agua de lluvia (0,3 t/ha·año). No obstante, estos porcentajes variaron ya que en condiciones de seco (2004-2005) el 83% de las sales drenadas procedió de la disolución mientras que en condiciones de regadío (2006-2008) la disolución sólo contribuyó en un 24%, siendo el principal componente las sales introducidas con el agua de riego (57% de las sales drenadas).

La evolución mensual de las sales exportadas de la zona regable de la cuenca, que en 2004 y 2005 dependía fundamentalmente de las lluvias y la consecuente disolución de las sales producida por éstas, pasó a concentrarse principalmente en los meses de riego (abril-septiembre), aunque se observaron algunos picos a consecuencia de las lluvias (Fig. 6.1).

Tabla 6.2. Masa de sales exportada de la zona regable (S), conductividad eléctrica media del drenaje en período de no riego (CE_{NR}) e índice de contaminación por sales (ICS) durante los cinco años del estudio (2004-2008).

Año	S	CE_{NR}	ICS
	t/ha·año	dS/m	t/ha·año / dS/m
2004	3,3	3,8	0,86
2005	0,8	3,8	0,21
2006	1,0	3,8	0,28
2007	1,5	3,8	0,41
2008	2,6	3,8	0,70
04-08	1,9	3,8	0,49

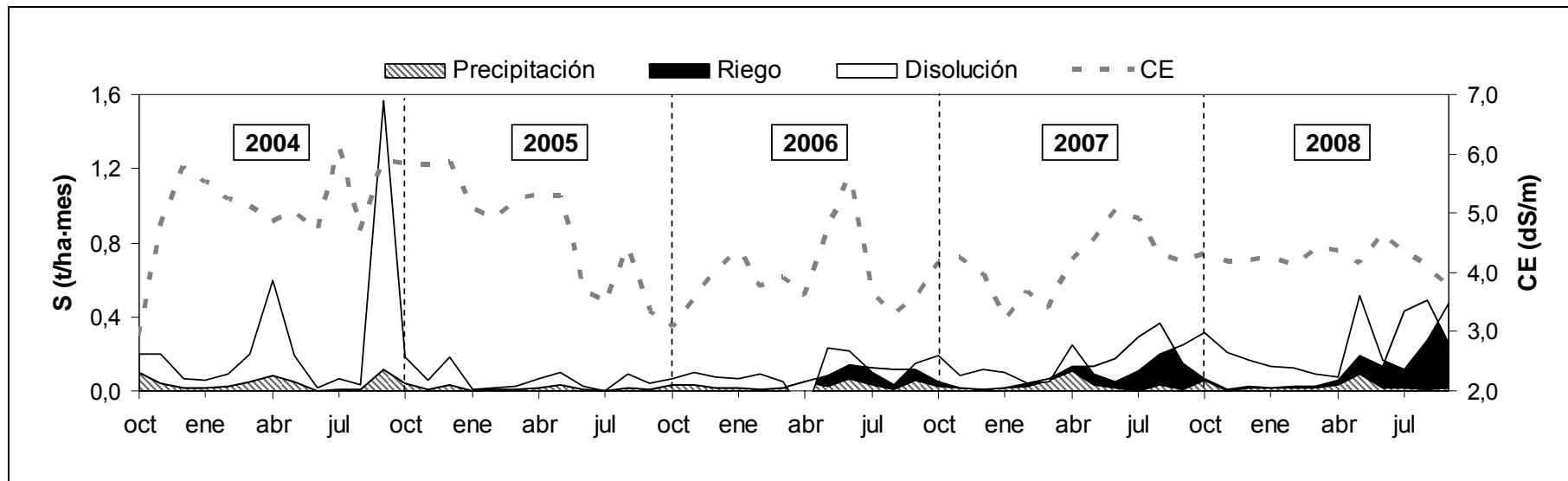


Figura 6.1. Evolución mensual de la conductividad eléctrica del agua (CE), sales exportadas de la zona regable de la cuenca de Lerma (S) y la contribución de la precipitación, riego y disolución de los materiales geológicos, durante los cinco años del estudio (2004-2008).

El índice de contaminación por sales medio de la zona de estudio fue de 0,49 t/ha·año/dS/m. En condiciones de secano el ICS osciló entre 0,86 y 0,21 t/ha·año/dS/m dependiendo si el año fue muy húmedo o seco. Con la transformación en riego el incremento en las masas de sales exportadas provocó un aumento en el ICS, que pasó de 0,28 t/ha·año/dS/m en 2006 a 0,70 t/ha·año/dS/m en 2008.

Estos valores no son preocupantes, ya que Causapé (2009), comparando valores de diferentes regadíos y relacionándolos con el uso del riego consideró que valores de ICS < 2,0 t/ha·año/dS/m aseguran un elevado aprovechamiento del agua y una masa de sales exportada relativamente pequeña para las condiciones naturales del regadío. Así pues, regadíos con un índice de aprovechamiento del agua en torno al 50% y menor salinidad ($CE_{NR} = 1,1$ dS/m) presentan índices de contaminación por sales seis veces mayores a los de Lerma en 2008, y si, además, el regadío contiene yesos ($CE_{NR} = 1,8$ dS/m) el índice de contaminación por sales puede llegar a ser hasta quince veces superior (Tabla 6.3).

Tabla 6.3. Sales exportadas (S), conductividad eléctrica del drenaje en período de no riego (CE_{NR}), índice de aprovechamiento del agua (IAA) e índice de contaminación por sales (ICS) en regadíos de Monegros I (Isidoro et al., 2006a-b), Monegros II (Tedeschi et al., 2001), Bardenas I (García-Garizábal, 2010) y para la cuenca de Lerma (Bardenas II) en 2008.

	S	CE_{NR}	IAA	ICS
	t/ha·año	dS/m	%	t/ha·año / dS/m
Monegros I	20,0	1,8	48	11,1
Monegros II	14,0	8,4	90	1,7
Bardenas I	4,5	1,1	56	4,1
	1,5	1,1	83	1,4
Bardenas II - Lerma	2,6	3,8	83	0,7

García-Garizábal (2010) demostró que el incremento en el aprovechamiento del agua en regadíos por inundación (IAA del 56 al 83%) con pocas sales ($CE_{NR} = 1,1$ dS/m) en su sustrato provocó un descenso del 70% del índice de contaminación por sales hasta niveles en torno a 1,4 t/ha·año/dS/m, similares a regadíos por aspersión (IAA = 90%) pero con alta salinidad ($CE_{NR} = 8,4$ dS/m) (Tedeschi et al., 2001).

Los regadíos de Lerma en el último año de estudio (2008), con una salinidad natural ($CE_{NR} = 3,8$ dS/m) y aprovechamiento del agua (IAA = 83%) moderados-altos, presentaron índices de contaminación por sales inferiores a otros regadíos estudiados, poniendo de manifiesto que, a pesar del incremento observado en las masas de sales exportadas en estos primeros años de la transformación, los valores encontrados están dentro de los esperados para la salinidad de la zona y que es posible que continúen incrementándose hasta que el regadío se consolide.

Analizando la influencia de la puesta en riego se observó que la precipitación, que durante el período anterior a la transformación en riego estuvo fuertemente relacionada ($p < 0,001$) a las masas de sales exportadas, pasó a presentar una relación menos estrecha ($p < 0,05$) durante la implantación del regadío (Tabla 6.4).

Además, se encontraron relaciones significativas positivas de la implantación del riego con las masas de sales exportadas y con la CE del agua del barranco de Lerma, demostrando la influencia del riego en el aumento de las concentraciones de sales y de las masas exportadas que, en definitiva, se tradujo en un incremento significativo del índice de contaminación por sales con la progresiva implantación del riego.

Tabla 6.4. Correlación de Spearman de la precipitación en condiciones de secano (P_{04-05}), precipitación en condiciones de regadío (P_{06-08}), riego (R), e índice de aprovechamiento de agua (IAA) con la masa de sales exportada (S), conductividad eléctrica del drenaje (CE) e índice de contaminación por sales (ICS).

	P_{04-05}	P_{06-08}	R	IAA
S	0,993***	0,418*	0,428*	-0,335*
CE	ns	ns	0,418*	ns
ICS	---	ns	0,454**	-0,539**

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; ns = no significativa.

Finalmente, el IAA, índice que evalúa la eficiencia a través del aprovechamiento en el uso del agua, presentó relaciones significativas negativas con las masas de sales exportadas ($p < 0,05$) y con el ICS ($p < 0,01$), indicando la importancia del manejo del agua para la reducción de la contaminación del regadío.

6.3.2. Masas exportadas de nitrato

De los componentes medidos o estimados, la mayor entrada de nitrato en la cuenca de Lerma durante el período de estudio se debió al agua de riego (45%), seguido de los flujos procedentes del área no regable (41%) y del agua de lluvia (14%). Anualmente, estos porcentajes variaron en función del volumen de lluvias y el riego aplicado, de tal forma que en años lluviosos como 2004 y 2006 los mayores componentes fueron la lluvia y los flujos hídricos procedentes del exterior, y en los años en que el regadío estuvo más desarrollado (2007-2008) el mayor componente fue el riego (Tabla 6.5).

Tabla 6.5. E: Entradas [precipitación (P), riego (R), flujos hídricos entrantes procedentes de la zona no regable (FHE)]; S: Salida [agua evacuada a través del barranco de Lerma (BL)]; A: Almacenamiento [en el acuífero (ΔA)] y E-S-A para los años 2004-2008.

Año	Entradas				Salida	Almacenamiento	E-S-A
	P	R	FHE	ΣE	BL	ΔA	
	kg N-NO ₃ ⁻ /ha·año				kg N-NO ₃ ⁻ /ha·año	kg N-NO ₃ ⁻ /ha·año	
2004	0,5	0	2,6	3,1	19,3	---	-16,2
2005	0,2	0	0,3	0,5	6,3	---	-5,8
2006	0,4	0,7	0,4	1,4	6,0	3,9	-8,5
2007	0,3	1,8	0,6	2,8	10,4	25,8	-33,4
2008	0,3	2,3	0,4	3,1	19,5	14,5	-30,9
04-08	0,3	1,0	0,9	2,2	12,3	8,9	-19,0

En cualquier caso, estos componentes del balance hídrico presentaron bajas concentraciones de nitrato (2 mg/l el riego, 8 mg/l los flujos hídricos procedentes del área no regable y 0,4 mg/l el agua de lluvia) y sólo supusieron un 10% del nitrato exportado por el barranco de Lerma (12,3 kg N-NO₃⁻/ha·año) o almacenado en las aguas subterráneas (8,9 kg N-NO₃⁻/ha·año), que hasta el final del estudio, con un continuo almacenamiento, estuvo amortiguando la cantidad de nitrato exportado por la transformación en regadío.

El 90% restante (E-S-A) se debió al resultado del resto de componentes del ciclo del nitrógeno no tenidos en cuenta y principalmente ocasionados por excesos en la fertilización nitrogenada, ya que según las encuestas realizadas a los agricultores las dosis aplicadas (273 kg N/ha regada) fueron un 26% superiores a las necesidades de fertilización de los cultivos implantados (217 kg N/ha regada).

Es relevante observar que las concentraciones de nitrato del barranco de Lerma ya eran elevadas antes de la transformación en regadío, principalmente en los años secos como 2005, cuando las bajas precipitaciones concentraron las aguas. De hecho, la comparación estadística entre los años de secano (67 mg/l) y regadío (54 mg/l) reveló una reducción en la $[\text{NO}_3^-]$ durante el período en regadío ($p < 0,05$).

No obstante, con la expansión del regadío la $[\text{NO}_3^-]$ aumentó significativamente ($p < 0,05$), pasando de 24 mg/l en 2006 a 56 mg/l en 2007, y a 82 mg/l de 2008, lo que unido al aumento del caudal del barranco supuso un progresivo incremento de la masa de nitrato circulante por el barranco de Lerma, principalmente durante los meses de verano (Fig. 6.2).

Si atendemos al nitrato exportado propiamente por el área regable estudiada (N-NO_3^-), se puede observar que en 2004, todavía sin riego, se exportaron 16,7 kg $\text{N-NO}_3^-/\text{ha}\cdot\text{año}$ debido a que las intensas lluvias pudieron lixiviar el nitrato remanente en el suelo de la agricultura de secano de años anteriores (Tabla 6.6).

La disminución del nitrato lixiviable en el suelo unido a la escasez de lluvias provocó un descenso del nitrato exportado en 2005 (6,0 kg $\text{N-NO}_3^-/\text{ha}\cdot\text{año}$), que se prolongó hasta 2006 (5,6 kg $\text{N-NO}_3^-/\text{ha}\cdot\text{año}$), cuando el inicio de la transformación en regadío conllevó el progresivo incremento en las necesidades de fertilización de la zona, el consiguiente aumento del nitrógeno aplicado, y la masa de nitrato exportada en el drenaje.

Las mayores masas de nitrato fueron exportadas de la zona regable en 2008 (19,1 kg $\text{N-NO}_3^-/\text{ha}\cdot\text{año}$), año de mayores volúmenes de riego aplicado y más altas necesidades de fertilización nitrogenada.

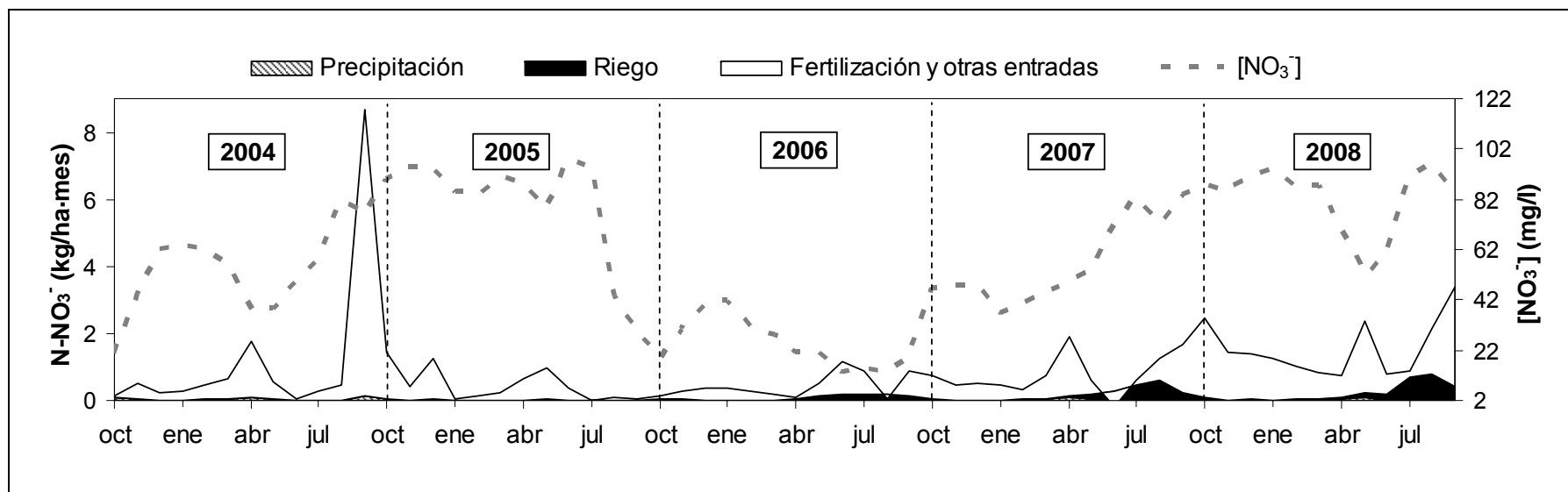


Figura 6.2. Evolución mensual de la concentración de nitrato ($[NO_3^-]$) y del nitrato exportado de la zona regable de la cuenca de Lerma ($N-NO_3^-$) y la contribución de la precipitación, riego y fertilización nitrogenada y otras entradas, durante los cinco años del estudio (2004-2008).

Tabla 6.6. Masa de nitrato exportada ($N-NO_3^-$), necesidades de fertilización (NF) e índice de contaminación por nitratos (ICN) durante los cinco años del estudio (2004-2008).

	$N-NO_3^-$	NF	ICN
	kg/ha·año	kg N/ha·año	-
2004	16,7	-	-
2005	6,0	-	-
2006	5,6	78	0,07
2007	9,7	150	0,06
2008	19,1	166	0,11
04-08	11,4	131	0,08

Las masas de nitrato exportadas en otros regadíos ya establecidos y desarrollados en condiciones similares a las de la cuenca de Lerma (Cavero *et al.*, 2003) presentaron valores cercanos (14 kg N-NO₃⁻/ha·año) y más elevados (49 kg N-NO₃⁻/ha·año) que los valores máximos exportados en la cuenca de Lerma (19,1 kg N-NO₃⁻/ha en 2008).

En un estudio llevado a cabo en cuencas de secano con el doble de precipitación que Lerma (Casalí *et al.*, 2008) encontraron valores similares (16 kg N-NO₃⁻/ha·año) e incluso superiores (37 kg N-NO₃⁻/ha·año), manifestando la importancia del manejo de la fertilización nitrogenada, especialmente en zonas de elevada pluviometría o regadas.

De este modo, Gheysari *et al.* (2009), al estudiar el lixiviado de nitrato en el cultivo del maíz, evaluando la influencia de diferentes niveles de riego y fertilización nitrogenada, encontraron valores máximos de lixiviado de 8,4 kg N-NO₃⁻/ha. Estos valores, inferiores a los encontrados en la cuenca de Lerma en los años de mayor transformación (2007 y 2008), se debieron a una menor aportación de fertilizantes (142 kg N/ha) y un mayor control del riego, que era aplicado en función del descenso del agua disponible en el suelo.

En Lerma, el ICN, influenciado tanto por las masas de nitrato exportadas como por las necesidades de fertilización, se incrementó con la transformación de la cuenca, pasando gradualmente de 0,07 en 2006 a 0,11 en 2008, ya que el aumento del nitrato exportado fue mayor que el aumento en las necesidades de fertilización.

Causapé (2009) observó que regadíos con índices de contaminación por nitratos por debajo de 0,2 tenían un buen aprovechamiento del agua y fertilizantes nitrogenados aplicados. Así pues, hasta el momento, la expansión del regadío en la cuenca de Lerma se está desarrollando con un aceptable manejo de la fertilización nitrogenada.

De hecho, a pesar de que las necesidades de fertilización de Lerma en 2008 (166 kg N/ha) fueron superiores a las de otros regadíos estudiados (Tabla 6.7), la masa de nitrato exportada fue inferior, otorgando el menor índice de contaminación por nitratos.

Tabla 6.7. Nitrato exportado ($N-NO_3^-$), necesidades de fertilización nitrogenada (NF), índice de aprovechamiento del agua (IAA) e índice de contaminación por nitrato (ICN) en regadíos de Monegros I (Isidoro et al., 2006a-b), Monegros II (Cavero et al., 2003), Bardenas I (García-Garizábal, 2010) y para la cuenca de Lerma (Bardenas II) en 2008.

	$N-NO_3^-$	NF	IAA	ICN
	kg/ha·año	kg N/ha·año	%	-
Monegros I	111	155	48	0,71
Monegros II	32	145	90	0,22
Bardenas I	101	115	56	0,88
	51	76	83	0,67
Bardenas II - Lerma	19	166	83	0,11

Analizando la influencia de la puesta en riego se observó que la precipitación, que durante el período anterior a la transformación estuvo fuertemente relacionada ($p < 0,001$) a las masas exportadas de nitrato, pasó, con la implantación del regadío, a no estar relacionada significativamente. Sin embargo, empezó a presentar una relación significativa negativa ($p < 0,05$) con la concentración de nitrato, evidenciando la dilución de los retornos de riego (Tabla 6.8).

Además, se encontraron relaciones significativas del riego con las masas exportadas de nitrato, concentración del agua drenada e índice de contaminación por nitratos. Gheysari et al. (2009) encontraron relaciones significativas entre las masas de nitrato lixiviadas y la aplicación de riego y fertilización nitrogenada y, al igual que otros autores (Power et al., 2001; Zotarelli et al., 2007), llegaron a la conclusión de la influencia conjunta del riego y la fertilización sobre las masas de nitrato exportadas.

Tabla 6.8. Correlación de Spearman de la precipitación en condiciones de secano (P_{04-05}), precipitación en condiciones de regadío (P_{06-08}), riego (R), e índice de aprovechamiento de agua (IAA) con la masa de nitrato exportada ($N-NO_3^-$), concentración de nitrato ($[NO_3^-]$) e índice de contaminación por nitratos (ICN).

	P_{04-05}	P_{06-08}	R	IAA
$N-NO_3^-$	0,953***	ns	0,527**	-0,403*
$[NO_3^-]$	ns	-0,336*	0,358*	ns
ICN	---	ns	0,420*	-0,422*

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; ns = no significativa.

En Lerma, el índice de aprovechamiento del agua también presentó relaciones significativas con las masas exportadas y el índice de contaminación por nitratos. Al igual que detectó Causapé (2009) en otros regadíos, el índice de aprovechamiento de agua estuvo más estrechamente relacionado al índice de contaminación por sales ($p < 0,01$) que al índice de contaminación por nitratos ($p < 0,05$), reflejando que en el caso de la contaminación por nitratos no solo es necesario el correcto aprovechamiento del agua, sino también un adecuado manejo de la fertilización nitrogenada.

6.4. CONCLUSIONES

La transformación en riego disminuyó la salinidad del drenaje de Lerma, ya que el agua de riego es de buena calidad y, a pesar de su evapoconcentración, puede estar diluyendo la salinidad natural del barranco. Sin embargo, la masa de sales exportada se incrementó durante la expansión del regadío debido principalmente a la mayor cantidad de sales disueltas e introducidas con el agua de riego.

En cuanto al nitrato, fue relevante que las concentraciones de nitrato del barranco de Lerma ya eran elevadas antes de la transformación en regadío, principalmente en los años secos como 2005, cuando las bajas precipitaciones concentraron las aguas con nitratos introducidos en la época de secano. No obstante, con la expansión del regadío la $[\text{NO}_3]$ aumentó significativamente pasando de 24 mg/l en 2006 a 56 mg/l en 2007, y a 82 mg/l en 2008, lo que unido al aumento del caudal del barranco supuso un progresivo incremento en la masa de nitrato exportada.

Con todo, tanto las masas de sales como de nitratos exportados fueron inferiores a las cuantificadas en otros regadíos consolidados de la cuenca del Ebro. Desde el comienzo de la transformación en riego los índices de contaminación por sales y por nitratos se están incrementando, si bien, al final de este estudio todavía están en unos niveles considerados de regadíos poco contaminantes para sus condiciones de salinidad natural y necesidades de fertilización.

Aún así, la influencia del riego queda patente ya que durante los años no regados los niveles de contaminación estaban influenciados básicamente por factores climáticos como las lluvias y, con la implantación del regadío, pasó a depender fundamentalmente del manejo del agua de riego y de la fertilización nitrogenada.

La relación del índice de aprovechamiento del agua con los índices de contaminación por sales y por nitrato indica que la adecuada gestión del riego, en combinación con la fertilización en el caso del nitrato, son los factores clave para el desarrollo sostenible de este nuevo regadío.

CAPÍTULO VII:

**DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES
FINALES**

DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES FINALES

A través del estudio desarrollado y de los diversos contaminantes y sustancias analizadas se ha observado que los principales problemas agroambientales en la cuenca de Lerma son la contaminación del agua por sales y nitratos, comprobando la afirmación de otros autores sobre la importancia de este tipo de contaminación en la cuenca del Ebro (Causapé *et al.*, 2004a, 2004c, 2006; Isidoro *et al.*, 2006a y 2006b; García-Garizábal *et al.*, 2009).

La salinidad de las aguas de la cuenca de Lerma ya era moderada-alta antes de la transformación del área (CE = 4,3 dS/m), habiendo una disminución de la salinidad con la implantación del regadío (CE = 3,4 dS/m) ya que el riego se proyecta sobre suelos no salinos y las aguas del canal son de buena calidad (CE < 0,4 dS/m), por lo que a pesar de su evapoconcentración no alcanza la salinidad natural del barranco de Lerma.

La concentración de nitrato en el agua ya era elevada en los años de sequo y, con la transformación en riego, evolucionó de manera diferente en las distintas zonas de la cuenca. Así, con la llegada del regadío se observó un incremento progresivo de la concentración de nitrato en los puntos del barranco más influenciados por la transformación, mientras que en los puntos menos influenciados no se observaron cambios significativos en las concentraciones de nitrato.

Las zonas menos transformadas mantuvieron el nivel de masas de sales y nitratos exportados en condiciones de no riego, con picos asociados a las lluvias, y en las zonas más transformadas las masas exportadas se incrementaron conforme el regadío se expandía.

En cuanto a los plaguicidas analizados, no se han detectado problemas de contaminación de este tipo en el área de estudio, pese a que los muestreos hayan sido realizados entre marzo y junio, período de más elevadas concentraciones para la mayoría de los plaguicidas detectados en la cuenca del Ebro (Gómez-Gutiérrez *et al.*, 2006; Hildebrandt *et al.*, 2009; Navarro *et al.*, 2010).

La comparación con otros estudios demostró que la concentración de los plaguicidas detectados en las aguas de la cuenca de Lerma fue similar o inferior a la observada en otros cursos hídricos de la cuenca del Ebro (Claver *et al.*, 2006; Navarro *et al.*, 2010).

Tampoco se ha encontrado contaminación relacionada con compuestos organoclorados, PAHs, PCBs y metales, aunque se han detectado puntualmente algunos valores ligeramente elevados, demostrando la importancia del seguimiento de estas sustancias para impedir que futuros problemas evolucionen en la cuenca.

Los resultados encontrados son satisfactorios para la caracterización de los suelos, aguas y sedimentos de la cuenca de Lerma en cuanto a la presencia de todas estas sustancias de importancia ambiental, y para el establecimiento de una base comparativa para los futuros estudios.

Los balances hídricos desarrollados en la cuenca cerraron adecuadamente cuando el almacenamiento en el acuífero pudo ser cuantificado, presentando errores anuales por debajo del $\pm 2\%$. A partir de los balances hídricos fue posible examinar los principales cambios sucedidos en el ciclo del agua de la cuenca debido a la implantación del regadío, observándose que el riego llegó a ser la principal entrada de agua en el último año del estudio. Las salidas de agua a través de la evapotranspiración y del drenaje también se incrementaron con la transformación, influyendo en el cambio del carácter intermitente que presentaba el barranco durante los años de secano hacia un flujo permanente con clara influencia del riego.

El análisis de la calidad del riego, desarrollado a partir del adecuado cierre de los balances hídricos, demostró un buen aprovechamiento de los recursos hídricos disponibles en forma de lluvia y riego durante el período en regadío (IAA medio de 84%). Sin embargo, la eficiencia de riego presentó valores más bajos (ER media de 72%), que se debieron al drenaje del riego (15%) y las considerables pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersion (13%).

Estos resultados indican que un incremento en la eficiencia del riego podría ser alcanzado a partir de una mejor planificación de los calendarios y horarios de aplicación del riego, de forma que reduzca el drenaje y minimice las pérdidas por evaporación y arrastre. Así pues, un mayor fraccionamiento del riego según las necesidades hídricas de los cultivos, y teniendo más en cuenta las lluvias, reduciría sensiblemente el drenaje del riego.

En cuanto a las pérdidas por evaporación y arrastre, el cambio a riego por goteo (en la medida que fuese posible) anularía dichas pérdidas, pero sabiendo que en muchos cultivos no es posible algunos autores señalan la posibilidad de reducción de las pérdidas con una mayor rigurosidad en los horarios de aplicación (Dechmi *et al.*, 2003).

En este sentido, Playán *et al.* (2005) muestran que las pérdidas por evaporación y arrastre del riego realizado durante la noche pueden llegar a ser casi la mitad de las provocadas en el riego diurno, y Zapata *et al.* (2007 y 2009) sugieren el uso de programadores de riego con sensores de velocidad del viento incorporados, que posibiliten la elección del momento idóneo para el riego.

Además del decrecimiento de la eficiencia, las pérdidas de riego en el drenaje y por evaporación y arrastre pudieron generar un déficit hídrico del 16% en los cultivos. Este valor pudo estar sobreestimado, ya que los estados fenológicos de los cultivos en cada parcela no siempre coincidieron exactamente con los valores medios utilizados de la comarca de Ejea de los Caballeros.

Por otro lado, la información facilitada por los agricultores confirmó que los rendimientos productivos no se correspondieron con los máximos potenciales de la zona, lo que podría en parte ser justificado por un posible déficit hídrico. Las relaciones entre las restricciones de agua y el rendimiento de los cultivos fueron estudiadas por varios autores (Doorenbos y Kassam, 1979; Howell, 1990; Pandey *et al.*, 2000; Farré y Faci, 2009), que señalaron importantes pérdidas de productividad debido al déficit hídrico en determinados períodos de desarrollo del cultivo.

Por lo tanto, la búsqueda de incrementar la eficiencia de riego no siempre resulta favorable a los agricultores si no se tienen en consideración otros factores como, por ejemplo, el déficit hídrico. En un estudio en parcelas experimentales, Al-Jamal *et al.* (2001) encontraron valores de eficiencias de riego entre el 45% y el 77% para el cultivo de cebolla con goteo subterráneo. Sin embargo, las máximas eficiencias eran inviables económicamente, ya que suponían que los cultivos sufrirían estreses hídricos al punto de afectar significativamente las productividades, lo que demuestra que, en algunas situaciones, el aumento de la eficiencia de riego está limitado por el rendimiento de los cultivos.

El resultado de los balances de sales desarrollados reveló un predominio de los procesos de disolución sobre los de precipitación. La disolución predominó en todos los años del estudio, siendo la principal fuente de las sales exportadas y obteniendo valores máximos y mínimos en condiciones de seco con altas y bajas lluvias respectivamente.

Se ha verificado un progresivo incremento de las masas de sales y nitrato exportadas del área regable durante la implantación del regadío. Aunque se observaron altos valores en uno de los años anteriores a la transformación (2004) debido principalmente a ser éste el año más lluvioso de todo el período de estudio, fue notable el incremento de las masas contaminantes conforme el regadío se expandió.

Los índices de contaminación por sales y por nitrato demostraron que en la cuenca de Lerma se está produciendo una contaminación inferior a la presentada en otros regadíos de la cuenca del Ebro, teniendo en cuenta sus características naturales y agronómicas.

Se han verificado relaciones significativas positivas entre la transformación del riego y las masas de sales y masas de nitrato exportadas, además de la conductividad eléctrica y concentración de nitrato del agua. Se presentaron relaciones significativas negativas entre el índice de aprovechamiento del agua y las masas de sales y nitrato exportadas, lo que indica que en los momentos de mejor aprovechamiento del agua en la cuenca se producía una reducción de las masas contaminantes exportadas.

Todo ello demuestra la repercusión de la transformación de la cuenca en el cambio de relaciones, y la importancia del correcto manejo del agua y de los fertilizantes para la reducción de los impactos agroambientales.

En cuanto al buen manejo del agua, Thayalakumaran *et al.* (2007) afirman que la mejor manera de controlar la contaminación por sales es manejando el balance del agua en lugar del balance de sales. Para los nitratos, también es fundamental que el manejo de la fertilización nitrogenada sea adecuado. El incremento de la eficiencia de riego y aprovechamiento del agua auxiliaría en la disminución de las pérdidas de fertilizantes, resultando en un mejor aprovechamiento de la fertilización nitrogenada y disminución de las masas de nitratos exportados.

A pesar de que sea inevitable que parte de la fertilización aplicada se pierda durante eventos de lluvias fuertes, lo que justifica que las aplicaciones sean superiores a las necesidades, un mejor ajuste de las dosis podría resultar en menores impactos agroambientales, además de un importante ahorro para el agricultor, sin reducción en los rendimientos de los cultivos (Moreno *et al.*, 1996; Power *et al.*, 2001).

Así, la combinación de medidas preventivas basadas en maximizar la eficiencia del manejo agronómico (principalmente del riego y de la fertilización) será la clave para evitar que el impacto agroambiental producido en la cuenca de Lerma se incremente durante los próximos años. Donde las medidas preventivas no puedan llegar sería necesario la implantación de otras medidas correctoras, como por ejemplo la implantación de humedales artificiales que actúen de filtros verdes (Moreno-Mateos *et al.*, 2010; Moreno-Mateos y Comín, 2010), que actualmente también se están estudiando en la cuenca de Lerma.

El presente estudio puede servir de guía para el seguimiento agroambiental de otras zonas a transformar en riego. Sin embargo, por las tendencias observadas hasta el momento, se cree que el regadío de Lerma todavía no está consolidado ni se ha alcanzado una situación de equilibrio, por lo que de cara a la investigación futura es conveniente prolongar el seguimiento durante más años para estudiar como siguen evolucionando los niveles de contaminación.

CAPÍTULO VIII:

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

- Al-Jamal, M.S., Ball, S., Sammis, T.W. 2001. Comparison of sprinkler, trickle and furrow irrigation efficiencies for onion production. *Agricultural Water Management* 46 (3): 253-266.
- Allen, R., Pereira, L., Raes, D., Smith, M. 1998. Crop evotranspiration. Guidelines for computing crop water requeriments. *FAO Irrigation and Drainage Paper* nº 56. FAO, Roma. 300 pp.
- APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21th edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington DC.
- Aragües, R., Cerdá, A. 1998. Salinidad de aguas y suelos en la agricultura de regadío. Capítulo 12 en *Agricultura sostenible*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 616 pp.
- Ayers, R.S., Westcot, D.W. 1994. Water quality for agriculture. *FAO Irrigation and Drainage Paper* nº 29. FAO, Roma. 176 pp.
- Baldock, D., Caraveli, H., Dwyer, J., Einschütz, S., Petersen, J.E., Sumpsi-Vinas, J., Varela-Ortega, C. 2000. The Environmental Impacts of Irrigation in the European Union. A report to the Environment Directorate of the European Commission by the Institute for European Environmental Policy London in association with the Poytechnical University of Madrid and the University of Athens. 138 pp.
- Beltrán, A. 1986. Estudio de suelos de la zona regable de Bardenas II. Sectores: VIII, XI, X, XII y XIII. Instituto Nacional de Reforma y Desarrollo Agrario, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 68 pp.
- Berenguer, P., Cela, S., Santiveri, F., Boixadera, J., Lloveras, J. 2008. Copper and zinc soil accumulation and plant concentration in irrigated maize fertilized with liquid swine manure. *Agronomy Journal* 100 (4): 1056-1061.
- BOA. 1997. Decreto 77/1997, de 27 de mayo, del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba el Código de Buenas Prácticas Agrarias de la Comunidad Autónoma de Aragón y se designan determinadas áreas Zonas Vulnerables a la contaminación de las aguas por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. *Boletín Oficial de Aragón* de 11 de junio de 1997.
- BOA. 2005. Orden de 5 de septiembre de 2005, del Departamento de Agricultura y Alimentación, por la que se aprueba el II Programa de Actuación sobre las Zonas Vulnerables a la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en la Comunidad Autónoma de Aragón. *Boletín Oficial de Aragón* de 16 de septiembre de 2005.
- BOA. 2008. Orden de 11 de diciembre de 2008, del Consejero de Agricultura y Alimentación por la que se designan y modifican las zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma de Aragón. *Boletín Oficial de Aragón* de 02 de enero de 2009.
- BOA. 2009. Orden de 18 de mayo de 2009, del Consejero de Agricultura y Alimentación, por la que se aprueba el III Programa de Actuación sobre las Zonas Vulnerables a la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias designadas en la Comunidad Autónoma de Aragón. *Boletín Oficial de Aragón* de 3 de junio de 2009.

- BOE. 1988. Real Decreto 927/1988, de 29 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en desarrollo de los Títulos II y III de la Ley de Aguas. Boletín Oficial del Estado de 31 de agosto de 1988.
- BOE. 1996. Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. Boletín Oficial del Estado de 11 de marzo de 1996.
- BOE. 2005. Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado de 18 de enero de 2005.
- Branco, S.M. 1972. Poluição. Ao livro técnico, Rio de Janeiro. 157pp.
- 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* 123 (6): 423-442.
- Caballero, R., Bustos, A., Roman, R. 2001. Soil salinity under traditional and improved irrigation schedules in central Spain. *Soil Science Society of America Journal* 65 (4): 1210-1218.
- Cai, X.M., McKinney, D.C., Rosegrant, M.W. 2003. Sustainability analysis for irrigation water management in the Aral Sea region. *Agricultural Systems* 76 (3): 1043-1066.
- 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 (3): 559-568.
- Carson, R.L. 1962. *Silent Spring*. Houghton Mifflin, New York. 264 pp.
- Carter, A.D. 2000. Herbicide movement in soils: principles, pathways and processes. *Weed Research* 40 (1): 113-122.
- Casalí, J., Gastesi, R., Álvarez-Mozos, J., De Santisteban, L.M., Del Valle de Lersundi, J., Giménez, R., Larrañaga, A., Goñi, M., Agirre, U., Campo, M.A., López, J.J., Donézar, M. 2008. Runoff, erosion, and water quality of agricultural watersheds in central Navarre (Spain). *Agricultural Water Management* 95 (10): 1111-1128.
- Causapé, J. 2003. Plan de control de los niveles de concentración de nitrato de las aguas superficiales de los cauces naturales afectados por la transformación en riego del Sector XII de Bardenas. Documento interno EISHA Riegos. 16 pp.
- Causapé, J., Auqué, L., Gimeno, M.J., Mandado, J., Quílez, D., Aragüés, R. 2004a. Irrigation effects on the salinity of the Arba and Riguel rivers (Spain): Present diagnosis and expected evolution using geochemical models. *Environmental Geology* 45 (5): 703-715.
- Causapé, J., Quílez, D., Aragüés, R. 2004b. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level. I: Irrigation quality. *Agricultural Water Management* 70 (3): 195-209.
- Causapé, J., Quílez, D., Aragüés, R. 2004c. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level. II: Salt and nitrate loads in irrigation return flows. *Agricultural Water Management* 70 (3): 211-228.

- Causapé, J., Quílez, D., Aragüés, R. 2006. Irrigation efficiency and quality of irrigation return flows in the Ebro River Basin: An overview. *Environmental Monitoring and Assessment* 117 (1-3): 451-461.
- Causapé, J. 2009. A computer-based program for the assessment of water-induced contamination in irrigated lands. *Environmental Monitoring and Assessment* 158 (1-4): 307-314.
- Cavero, J., Beltrán, A., Aragüés, R. 2003. Nitrate exported in drainage waters of two sprinkler-irrigated watersheds. *Journal of Environmental Quality* 32 (3): 916-926.
- Chadwick, D.H. 2010. Silent streams. *National Geographic* 217 (4): 80-91.
- Charbonneau, R., Kondolf, G.M. 1993. Land use change in California, USA: Nonpoint source water quality impacts. *Environmental Management* 17 (4): 453-460.
- Chaudhry, F.H. 1978. Nonuniform sprinkler irrigation application efficiency. *Journal of the Irrigation and Drainage Division-ASCE* 104 (2): 165-178.
- Christen, E.W., Ayars, J.E., Hornbuckle, J.W. 2001. Subsurface drainage design and management in irrigated areas of Australia. *Irrigation Science* 21 (1): 35-43.
- Claver, A., Ormad, P., Rodríguez, L., Ovelleiro, J.L. 2006. Study of the presence of pesticides in surface waters in the Ebro river basin (Spain). *Chemosphere* 64 (9): 1437-1443.
- Clemmens, A.J., Burt, C.M. 1997. Accuracy of irrigation efficiency estimates. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 123 (6): 443-453.
- Cuenca, R.H. 1989. *Irrigation system design. An engineering approach*. Prentice Hall, New Jersey. 552 pp.
- Cui, Z., Zhang, F., Chen, X., Dou, Z., Li, J. 2010. In-season nitrogen management strategy for winter wheat: Maximizing yields, minimizing environmental impact in an over-fertilization context. *Field Crops Research* 116 (1-2): 140-146.
- Custodio, E., Llamas, M. 1983. *Hidrología Subterránea*. Ediciones Omega, Barcelona. 2290 pp.
- De Miguel, E., Callaba, A., Arranz, J.C., Cala, V., Chacón, E., Gallego, E., Alberruche, E., Alonso, C., Fdez.-Canteli, P., Iribarren, I., Palacios, H. 2002. *Determinación de Niveles de Fondo y Niveles de Referencia de Metales Pesados y Otros Elementos Traza en Suelos de la Comunidad de Madrid*. Instituto Geológico y Minero de España (IGME), Madrid, 167 pp.
- De Temmerman, L., Vanongeval, L., Boon, W., Hoenig, M., Geypens, M. 2003. Heavymetal Content of Arable Soils in Northern Belgium. *Water, Air, and Soil Pollution* 148 (1-4): 61-76.
- Dechmi, F., Playán, E., Cavero, J., Faci, J.M., Martínez-Cob, A. 2003. Wind effects on solid set sprinkler irrigation depth and yield of maize (*Zea mays*). *Irrigation Science* 22 (2): 67-77.
- Doorenbos, J., Kassam, A.H. 1979. *Yield response to water*. FAO Irrigation and Drainage Paper nº 33. FAO, Roma. 193 pp.

- DOUE. 1991. Directiva 91/676/CE del consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. DOUE L375, de 31 de diciembre de 1991.
- DOUE. 2000. Directiva 2000/60/CE del parlamento europeo y del consejo, del 23 de Octubre de 2000 por la que se establece un marco común de actuación en el ámbito de la política de aguas. DOUE L327, de 22 de diciembre de 2000.
- DOUE. 2006. Directiva 2006/118/CE del parlamento europeo y del consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. DOUE L372, de 27 de diciembre de 2006.
- DOUE. 2008. Directiva 2008/105/CE del parlamento europeo y del consejo, de 16 de diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas. DOUE L348, de 24 de diciembre de 2008.
- EEA. 1999. Nutrients in European Ecosystems, Enviromental Assessment Report nº 4. European Environment Agency, Copenhagen. 155 pp.
- 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 (3): 313-334.
- FAO. 2003a. Unlocking the water potential of agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO, Roma. 70 pp.
- FAO. 2003b. World agriculture towards 2015/2030. An FAO perspective. Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO, Roma. 433 pp.
- Farré, I., Faci, J.M. 2009. Deficit irrigation in maize for reducing agricultural water use in a Mediterranean environment. *Agricultural Water Management* 96 (3): 383-394.
- Fatta, D., Canna-Michaelidou, S., Michael, C., Demetriou Georgiou, E., Christodoulidou, M., Achilleos, A., Vasquez, M. 2007. Organochlorine and organophosphoric insecticides, herbicides and heavy metals residue in industrial wastewaters in Cyprus. *Journal of Hazardous Materials* 145 (1): 169-179.
- Fernández, M., Cuesta, S., Jiménez, O., García, M.A., Hernández, L.M., Marina, M.L., González, M.J. 2000. Organochlorine and heavy metal residues in the water/sediment system of the Southeast Regional Park in Madrid, Spain. *Chemosphere* 41 (6): 801-812.
- García-Garizábal, I., Causapé, J., 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 (2): 465-473.
- García-Garizábal, I. 2010. Evaluación de alternativas de gestión del regadío tradicional para la reducción del impacto agroambiental. Tesis doctoral en Geología. Universidad de Zaragoza, Departamento de Ciencias de la Tierra. 137 pp.
- Gheysari, M., Mirlatifi, S.M., Homae, M., Asadi, M.E., Hoogenboom, G. 2009. Nitrate leaching in a silage maize field under different irrigation and nitrogen fertilizer rates. *Agricultural Water Management* 96 (6): 946-954.

- Gómez-Gutiérrez, A.I., Jover, E., Bodineau, L., Albaigés, J., Bayona, J.M. 2006. Organic contaminant loads into the Western Mediterranean Sea: Estimate of Ebro River inputs. *Chemosphere* 65 (2): 224-236.
- Guo, Y., Yu, H.Y., Zeng, E.Y. 2009. Occurrence, source diagnosis, and biological effect assessment of DDT and its metabolites in various environmental compartments of the Pearl River Delta, South China: A review. *Environmental Pollution* 157 (6): 1753-1763.
- Hair, J., Anderson, R., Tatham, R., Black, W. 1998. *Multivariate Data Analysis*. Prentice-Hall, New Jersey. 832 pp.
- Harvey, W.W. 1906. *Principles and practice of agricultural analysis: a manual for the study of soils, fertilizers, and agricultural products*. Chemical Publishing Co., Beltsville. 714 pp.
- He, Z.L.L., Yang, X.E., Stoffella, P.J. 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 19 (2-3): 125-140.
- Hildebrandt, A., Lacorte, S., Barceló, D. 2009. Occurrence and Fate of Organochlorinated Pesticides and PAH in Agricultural Soils from the Ebro River Basin. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 57 (2): 247-255.
- Holmgren, G.G.S., Meyer, M.W., Chaney, R.L., Daniels, R.B. 1993. Cadmium, lead, zinc, copper and nickel in agricultural soils of the United States of America. *Journal of Environmental Quality* 22 (2): 335-348.
- Howell, T.A. 1990. Grain dry-matter yield relationships for winter-wheat and grainsorghum southern high-plains. *Agronomy Journal* 82 (5): 914-918.
- Hu, X., Wang, F., Hanson, M.L. 2009. Selenium concentration, speciation and behavior in surface waters of the Canadian prairies. *Science of the Total Environment* 407 (22): 5869-5876.
- Isaaks, E., Srivastava, R.M. 1989. *An introduction to applied geostatistics*. Oxford University, New York, 561 pp.
- Isidoro, D., Quílez, D., Aragués, R. 2004. Water balance and irrigation performance analysis: La Violada irrigation district (Spain) as a case study. *Agricultural Water Management* 64 (2): 123-142.
- Isidoro, D., Quílez, D., Aragués, R. 2006a. Environmental impact of irrigation in La Violada District (Spain): I. Salt export patterns. *Journal of Environmental Quality* 35 (3): 766-775.
- Isidoro, D., Quílez, D., Aragués, 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 (3): 776-785.
- Jensen, M.E., Lawrence, R.S., Phelan, J.T. 1967. Improving irrigation efficiencies. In: Hagan, R.M., Haise, H.R., Edminster, T.W. *Irrigation of Agricultural Lands*. American Society of Agronomy, Madison. 1180 pp.
- Klocke, N.L., Watts, D.G., Schneekloth, J.P., Davison, D.R., Todd, R.W., Parkhurst, A.M. 1999. Nitrate leaching in irrigated corn and soybean in a semi-arid climate. *Transactions of the ASAE* 42 (6): 1621-1630.

- Kruskal, W.H., Wallis, W.A. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47 (260): 583-621.
- Lauer, G.J., Nicholson, H.P., Cox, W.S., Teasley, J.I. 1966. Pesticide contamination of surface waters by sugar cane farming in Louisiana. *Transactions of the American Fisheries Society* 95 (3): 310-316.
- Lecina, S., Playán, E., Isidoro, D., Dechmi, F., Causapé, J., Faci, J.M. 2005. Irrigation evaluation and simulation at the Irrigation District V in Bardenas (Spain). *Agricultural Water Management* 73 (3): 223-245.
- Longnecker, M.P., Rogan, W.J., Lucier, G. 1997. The human health effects of DDT (dichlorodiphenyl-trichloroethane) and PCBs (polychlorinated biphenyls) and an overview of organochlorines in public health. *Annual Review of Public Health* 18: 211-244.
- MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39 (1): 20-31.
- Mann, H.B., Whitney, D.R. 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Annals of Mathematical Statistics* 18 (1): 50-60.
- Mañosa, S., Mateo R., Guitart, R. 2001. A review of the effects of agricultural and industrial contamination on the Ebro delta biota and wildlife. *Environmental Monitoring and Assessment* 71 (2): 187-205.
- Martínez-Cob, A. 2004. Revisión de las necesidades hídricas netas de los cultivos de la cuenca del Ebro. Documento interno CHE. 111 pp.
- Mateos, L. 2008. Identifying a new paradigm for assessing irrigation system performance. *Irrigation Science* 27 (1): 25-34.
- Micó, C., Recatala, L., Peris, A., Sánchez, J. 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere* 65 (5): 863-872.
- Micó, C., Peris, M., Recatalá, L., Sánchez, J. 2007. Baseline values for heavy metals in agricultural soils in an European Mediterranean region. *Science of the Total Environment* 378 (1-2): 13-17.
- MIMAM. 2003. Modelo Digital del Terreno 25 x 25 m. Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente.
- Moreno, F., Cayuela, J.A., Fernández, J.E., Fernández-Boy, E., Murillo, J.M., Cabrera, F. 1996. Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agricultural Water Management* 32 (1): 71-83.
- Moreno-Mateos, D., Comín, F.A. 2010. Integrating objectives and scales for planning and implementing wetland restoration and creation in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management* 91 (11): 2087-2095.
- Moreno-Mateos, D., Pedrocchi, C., Comín, F.A. 2010. Effects of wetland construction on water quality in a semi-arid catchment degraded by intensive agricultural use. *Ecological Engineering* 36 (5): 631-639.

- Navarro, A., Tauler, R., Lacorte, S., Barceló, D. 2010. Occurrence and transport of pesticides and alkylphenols in water samples along the Ebro River Basin. *Journal of Hydrology* 383 (1-2): 18-29.
- Navas, A., Machín, J. 2002. Spatial distribution of heavy metals and arsenic in soils of Aragon (northeast Spain): controlling factors and environmental implications. *Applied Geochemistry* 17 (8): 961-973.
- N'guessan, Y.M., Probst, J.L., Bur, T., Probst, A. 2009. Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): Where do they come from? *Science of the Total Environment* 407 (8): 2939-2952.
- Nicholson, F.A., Smith, S.R., Alloway, B.J., Carlton-Smith, C., Chambers, B.J. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of the Total Environment* 311 (1-3): 205-219.
- Ochieng, E.Z., Lalah, J.O., Wandiga, S.O. 2009. Anthropogenic sources of heavy metals in the Indian Ocean coast of Kenya. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 83 (4): 600-607.
- OMS. 2004. Guías para la calidad del agua potable. Vol.1: Recomendaciones. Organización Mundial de la Salud, Ginebra. 398 pp.
- Orús, F., Sin, E. 2006. El balance del nitrógeno en la agricultura. In: Andreu, J., Betrán, J., Delgado, I., Espada, J.L., Gil, M., Gutiérrez, M., Iguácel, F., Isla, R., Muñoz, F., Orús, F., Pérez, M., Quílez, D., Sin, E., Yagüe, M.R. Fertilización nitrogenada. Guía de actualización. Informaciones Técnicas. Gobierno de Aragón, Zaragoza. 196 pp.
- Pandey, R.K., Maranville, J.W., Admou, A. 2000. Deficit irrigation and nitrogen effects on maize in a Sahelian environment. I. Grain yield and yield components. *Agricultural Water Management* 46 (1): 1-13.
- 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 (3): 139-159.
- Power, J.F., Wiese, R., Flowerday, D. 2001. Managing farming systems for nitrate control: A research review from management systems evaluation areas. *Journal of Environmental Quality* 30 (6): 1866-1880.
- Presser, T.S., Ohlendorf, H.M. 1987. Biogeochemical cycling of selenium in the San Joaquin Valley, California, USA. *Environmental Management* 11 (6): 805-821.
- Ribbe, L., Delgado, P., Salgado, E., Flügel, W.A. 2008. Nitrate pollution of surface water induced by agricultural non-point pollution in the Pochay watershed, Chile. *Desalination* 226 (1-3): 13-20.
- Rodríguez, J.A., Lopez-Arias, M., Grau, J.M. 2006. Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geochemical methods to study spatial variations. *Environmental Pollution* 144 (3): 1001-1012.
- Rodríguez, J.A., Nanos, N., Grau, J.M., Gil, L., Lopez-Arias, M. 2008. Multiscale analysis of heavy metal contents in Spanish agricultural topsoils. *Chemosphere* 70 (6): 1085-1096.

- Rosegrant, M.W., Ximing, C., Cline, S.A. 2002. Global water outlook to 2025. Averting an impending crisis. International Food Policy Institute, Washington DC. 322 pp.
- Salvador, R. 2003. Estudio de las pérdidas por evaporación y arrastre en los sistemas de riego por aspersión: Diferencias entre riegos diurnos y nocturnos. Proyecto fin de carrera de Ingeniería Agrónoma. Universidad de Lérida, Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo. 206 pp.
- Schipper, P.N.M., Bonten, L.T.C., Plette, A.C.C., Moolenaar, S.W. 2008. Measures to diminish leaching of heavy metals to surface waters from agricultural soils. *Desalination* 226 (1-3): 89-96.
- Schulz, R., Peall, S.K.C., Dabrowski, J.M., Reinecke, A.J. 2001. Current-use insecticides, phosphates and suspended solids in the Lourens River, Western Cape, during the first rainfall event of the wet season. *Water SA* 27 (1): 65-70.
- Senesi, G.S., Baldassarre, G., Senesi, N., Radina, B. 1999. Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. *Chemosphere* 39 (2): 343-377.
- Sheppard, S.C., Grant, C.A., Sheppard, M.I., Jong, R., Long, J. 2009. Risk Indicator for Agricultural Inputs of Trace Elements to Canadian Soils. *Journal of Environmental Quality* 38 (3): 919-932.
- Soil Survey Laboratory. 1995. Information Manual. Soil Survey Investigations Report N° 45 Version 1.0. United States Department of Agriculture, Washington DC. 305 pp.
- Soil Survey Staff. 1992. Keys to soil taxonomy. Pocahontas Press, Blacksburg. 541 pp.
- Spearman, C. 1904. The Proof and Measurement of Association between Two Things. *The American Journal of Psychology* 15 (1): 72-101.
- Szabolcs, I. 1989. Salt-affected soils. The Chemical Rubber Company Press, Florida. 288 pp.
- Tanji, K.K., Kielen, N.C. 2002. Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas. FAO irrigation and drainage paper n° 61. FAO, Roma. 188 pp.
- 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 (1): 31-50.
- Thayalakumaran, T., Bethune, M.G., McMahon, T.A. 2007. Achieving a salt balance - Should it be a management objective? *Agricultural Water Management* 92 (1-2): 1-12.
- Urdanoz, V., Amezcua, E., Clavería, I., Ochoa, V., Aragües, R. 2008. Mobile and georeferenced electromagnetic sensors and applications for salinity assessment. *Spanish Journal of Agricultural Research* 6 (3): 469-478.
- USEPA. 1994a. Method 200.7. Determination of metals and trace elements by inductively coupled plasma - atomic emission spectrometry. Rev. 4.4. US Environmental Protection Agency (USEPA). Washington DC.
- USEPA. 1994b. Method 200.8. Determination of trace elements in waters and wastes by inductively coupled plasma - mass spectrometry. Rev. 5.4. US Environmental Protection Agency (USEPA). Washington DC.

- USEPA. 1995a. QA/QC Guidance for sampling and analysis of sediments, water and tissues for dredged material evaluations. US Environmental Protection Agency (USEPA). Washington DC.
- USEPA. 1995b. Method 525.2. Determination of organic compounds in drinking water by liquid-solid extraction and capillary column gas chromatography/mass spectrometry. Revision 2.0. US Environmental Protection Agency (USEPA). Washington DC.
- USEPA. 1995c. Method 3545. Pressurized fluid extraction, Test methods for evaluating solid waste. US Environmental Protection Agency (USEPA). Washington DC.
- USEPA. 1996. Method 3640. Gel permeation chromatography. Solid waste analysis SW-846. USA: US Environmental Protection Agency (USEPA). Washington DC.
- USEPA. 1998. Method 3051A. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. Revision 1. US Environmental Protection Agency (USEPA). Washington DC.
- USEPA. 1999. Method 200.2. Sample preparation procedure for spectrochemical determination of total recoverable elements. Rev. 2.8. US Environmental Protection Agency. (USEPA). Washington DC.
- USEPA. 2007. Method 7473. Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry. US Environmental Protection Agency (USEPA). Washington DC.
- Wahl, T. 2000. Winflume user's manual. Software para el diseño y calibración de aforadores de garganta larga y vertederos de cresta ancha para medición de descargas en canales abiertos. United States Department of the Interior. 49 pp.
- Weisenburger, D.D. 1993. Human health effects of agrichemical use. *Human Pathology* 24 (6): 571-576.
- Zalidis, G., Dimitriads, X., Antonopoulos, A., Geraki, A. 1997. Estimation of a network irrigation efficiency to cope with reduced water supply. *Irrigation Drainage Systems* 11 (4): 337-345.
- Zapata, N., Playan, E., Martinez-Cob, A., Sanchez, I., Faci, J.M., Lecina, S. 2007. From on-farm solid-set sprinkler irrigation design to collective irrigation network design in windy areas. *Agricultural Water Management* 87 (2): 187-199.
- Zapata, N., Playán, E., Skhiri, A., Burguete, J. 2009. Simulation of a collective solidset sprinkler irrigation controller for optimum water productivity. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 135 (1): 13–24.
- Zhang, H., Shan, B. 2008. Historical records of heavy metal accumulation in sediments and the relationship with agricultural intensification in the Yangtze–Huaihe region, China. *Science of the Total Environment* 399 (1-3): 113-120.
- Zotarelli, L., Scholberg, J.M., Dukes, M.D., Muñoz-Carpena, R. 2007. Monitoring of nitrate leaching in sandy soils: Comparison of three methods. *Journal of Environmental Quality* 36 (4): 953-962.

PÁGINAS WEB REFERENCIADAS

<http://ec.europa.eu/environment>: Página de la Comisión Europea de Medio Ambiente (agosto de 2010).

<http://oficinaregante.aragon.es>: Página del Servicio Integral de Asesoramiento al Regante (noviembre de 2008).

<http://www.cgbardenas.net>: Página de la Comunidad General de Regantes del Canal de Bardenas (febrero de 2010).

<http://www.ihobe.net>: Página del IHOBE, Sociedad Pública de Gestión Ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco (noviembre de 2009).

GLOSARIO DE ABREVIATURAS

- ASE: Equipo de extracción sólido-líquido (accelerated solvent extractor).
- AU: Agua útil.
- BL: Agua evacuada a través del barranco de Lerma.
- BOA: Boletín Oficial de Aragón.
- BOE: Boletín Oficial del Estado.
- CE: Conductividad eléctrica del agua corregida a 25°C.
- CEa: Conductividad eléctrica aparente del suelo.
- CEah: Conductividad eléctrica aparente horizontal del suelo.
- CEav: Conductividad eléctrica aparente vertical del suelo.
- CEe: Conductividad eléctrica del extracto saturado de suelo.
- CE_{NR}: Conductividad eléctrica del agua drenada en período de no riego.
- COD: Carbono orgánico disuelto.
- CRAD: Capacidad de retención de agua disponible.
- CT: Carbonatos totales.
- CV: Coeficiente de variación.
- D: Drenaje propio del área regable de la cuenca.
- DE: Desviación estándar.
- DH: Déficit hídrico.
- DLC: Debajo del límite de cuantificación.
- D_S: Drenaje del suelo.
- D_R: Drenaje procedente del riego.
- EMR: Programa informático evaluador medioambiental de regadíos.
- ER: Eficiencia de riego.
- ES: Espesor saturado.
- ET₀: Evapotranspiración de referencia.
- ET_C: Evapotranspiración potencial del cultivo.
- ET_R: Evapotranspiración real.
- EU: European Union.
- FD_R: Fracción de drenaje del riego.
- FHE: Flujos hídricos entrantes procedentes de la zona no regable de la cuenca.
- FN: Fertilización nitrogenada.

GC/MS: Cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas.

GPC: Columna cromatográfica (gel permeation chromatography).

h: Altura de agua.

HR: Humedad relativa a 1,5 m sobre el suelo.

IAA: Índice de aprovechamiento del agua.

ICN: Índice de contaminación por nitratos.

ICP-MS: Método de plasma de acoplamiento inductivo con espectrómetro de masas.

ICP-OES: Método plasma de acoplamiento inductivo con espectrómetro emisión óptico.

ICS: Índice de contaminación por sales.

kc: Coeficiente de cultivo.

Mdt: Modelo digital del terreno.

MO: Materia orgánica.

mshn: Metros sobre el nivel del mar.

ND: No detectado.

NF: Necesidades de fertilización.

NHn: Necesidades hídricas netas.

NIST: Instituto de Normas y Tecnología de Estados Unidos.

N-NO₃⁻: Masa de N-NO₃⁻ exportada.

[NO₃⁻]: Concentración de nitrato.

P: Precipitación.

p: Probabilidad de error.

P_A, P_B, P_C, P_D, P_E: Puntos de muestreo A, B, C, D y E.

P_{cuenca}: Punto de salida del agua de drenaje de toda la cuenca de Lerma.

P_{ef}: Precipitación efectiva.

P_{secano}: Punto de muestreo de sedimentos sin influencia del regadío.

PAHs: Compuestos aromáticos policíclicos.

PCBs: Derivados de policlorobifenilo.

PEA: Pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión.

PEC: Concentración de probable efecto nocivo (probable effect concentration).

Q: Caudal.

R: Riego.

r: Coeficiente de correlación.

RS: Residuo seco.

S: Masa de sales exportada.

SDT: Sólidos disueltos totales.

SEMG: Sensor electromagnético móvil georreferenciado.

SIAR: Servicio Integral de Asesoramiento al Regante.

TEC: Concentración límite (threshold effect concentration).

USEPA: Agencia de protección ambiental de Estados Unidos.

v: Velocidad del viento a 2 metros sobre la superficie.

0A y 0B: Parcelas que nunca habían estado bajo riego (muestreo de suelos).

1A y 1B: Parcelas que llevaban 1 año bajo riego (muestreo de suelos).

2A y 2B: Parcelas que llevaban 2 años bajo riego (muestreo de suelos).

3A y 3B: Parcelas que llevaban 3 años bajo riego (muestreo de suelos).

Δ A: Almacenamiento en el acuífero.

Δ S: Almacenamiento en el suelo.

ANEXO FOTOGRÁFICO



Foto 1. Cuenca de Lerma antes de la transformación en riego (2004).



Foto 2. Cuenca de Lerma después de la transformación en riego (2008).



Foto 3. Acequia de Sora.



Foto 4. Balsas para abastecimiento del regadío de Lerma.



Foto 5. Muestreo de aguas en el barranco de Lerma.



Foto 6. Estación de aforos equipada con limnógrafo electrónico y tomamuestras automático de agua.



Foto 7. Pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión.



Foto 8. Surgencias del drenaje del riego hacia el barranco.

