

AGRICULTURA DE REGADÍO Y CALIDAD DE AGUAS A NIVEL FUENTE Y SUMIDERO

Aragüés Lafarga, R.

Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA), Unidad de Suelos y Riegos (Unidad Asociada EEAD-CSIC), Avda. Montañana 930, 50059 Zaragoza (España). raragues@aragon.es

RESUMEN

La calidad de las aguas es una variable fundamental en la agricultura de regadío, tanto a nivel fuente (aguas de riego y su impacto interno sobre cultivos y suelos) como a nivel sumidero (retornos de riego y su impacto externo sobre la calidad de los sistemas receptores). En este trabajo se resumen las variables principales que determinan la aptitud de calidad de las aguas para el riego desde el punto de vista de los cultivos (salinidad del agua de riego, fracción de lavado y tolerancia de los cultivos a la salinidad) y de los suelos (salinidad, sodicidad y alcalinidad del agua de riego, y estabilidad estructural de los suelos). La respuesta de cultivos y suelos es ambiente-dependiente, por lo que se proponen distintas metodologías de campo para su cuantificación. Asimismo, se sintetizan algunos problemas y medidas correctoras respecto a los sistemas de riego y la salinidad, resaltando la salinización y sodificación potencial de los suelos bajo riego deficitario controlado. Por otro lado, las exigencias de protección de la calidad de las aguas emanadas de la Directiva Marco Europea del Agua y del Plan Hidrológico Nacional implican el establecimiento de Redes de Vigilancia Ambiental de Regadíos como la desarrollada en la cuenca del Ebro. Estas Redes implican en último término cuantificar la masa exportada de contaminantes en los retornos de riego, variable fundamental para determinar la contaminación difusa inducida por el regadío. Finalmente, se sintetizan las estrategias más eficientes a nivel fuente y sumidero para el control de dicha contaminación.

Palabras clave: riego, drenaje, masa, concentración, contaminación difusa.

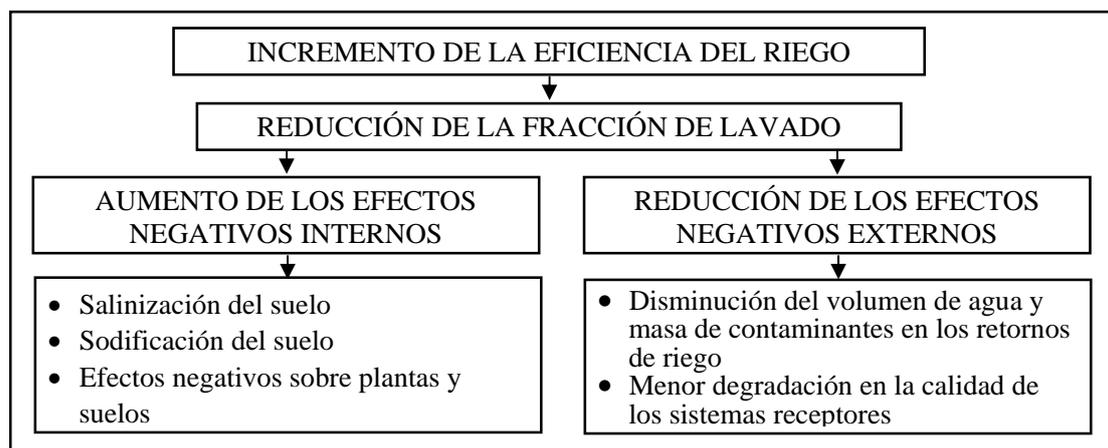
1. AGRICULTURA DE REGADÍO: EFECTOS INTERNOS Y EXTERNOS

La agricultura de regadío es el sector nacional de mayor consumo de agua (INE, 2006), por lo que se ve sujeta a presiones crecientes para un mejor aprovechamiento de los limitados recursos hídricos. El incremento en la eficiencia del riego (ER, volumen de agua consumida por los cultivos en relación al volumen de agua aplicada) se postula dentro del Plan Hidrológico Nacional, el Plan Nacional de Regadíos y el Plan de Choque de Modernización de Regadíos como una estrategia fundamental para optimizar dicho aprovechamiento (MARM, 2002, 2006).

El incremento en la ER implica una reducción de la fracción de lavado (FL, fracción del agua infiltrada que percola por debajo de la zona de raíces de los cultivos) que provoca unos efectos internos y externos sobre la calidad de aguas y suelos que se detallan en la Tabla 1. El incremento en la ER tiene efectos externos positivos sobre la conservación en calidad de las aguas receptoras de los retornos de riego, pero puede tener efectos internos negativos para los suelos y cultivos en función de la calidad del agua de riego y de su nivel de evapoconcentración (la inversa de la FL en régimen estacionario) en la solución del suelo.

Estos efectos son antagónicos, por lo que es esencial alcanzar un compromiso sostenible entre ellos capaz de minimizar la contaminación difusa sin comprometer la calidad del suelo (Aragüés y Tanji, 2003).

Tabla 1. Agricultura de regadío, eficiencia del riego, y efectos internos y externos relacionados con la calidad de aguas y suelos.



2. CALIDAD DE AGUAS A NIVEL FUENTE: RIEGO

2.1. Variables que definen la calidad del agua para riego

La aptitud de un agua para riego desde el punto de vista de su calidad depende de distintas variables directas e indirectas que se detallan en la Tabla 2. Estas variables son básicamente las que establecen la calidad de la solución del suelo, que es en último término la variable determinante de la respuesta de cultivos y suelos.

Tabla 2. Variables y parámetros de medida que definen la calidad del agua para riego.

Variables directas (analíticas)	Parámetro de medida
Salinidad	Conductividad Eléctrica (CE, dS/m)
Sodicidad	Relación de Adsorción de Sodio [RAS, (mmol/L) ^{0.5}]
Alcalinidad	pH
Toxicidad iónica específica	Concentraciones de Na ⁺ y Cl ⁻ (meq/L)
Variables indirectas	Parámetro de medida
Tolerancia de los cultivos a la salinidad	CEe umbral, Pendiente
Tolerancia de los suelos al efecto combinado de la salinidad, sodicidad y alcalinidad	CE, RAS (o RAS ajustado), pH
Riego	Sistema de riego, Fracción de Lavado (FL)
Clima	Precipitación, Evapotranspiración, Déficit Hídrico

Por ello, las clasificaciones de calidad basadas únicamente en las variables directas o analíticas del agua de riego no proporcionan la información suficiente para establecer su aptitud de uso, ya que otras variables indirectas (como el clima, el sistema y el manejo del riego) son determinantes en la calidad final de la solución del suelo. Asimismo, la aptitud de un agua depende de la tolerancia de los cultivos y suelos a dicha calidad. Por lo tanto, la aptitud de un agua para riego es “ambiente-dependiente”.

2.2. Respuesta de los cultivos a la calidad del agua de riego

La salinidad es la variable de calidad que tiene un mayor efecto sobre los cultivos. En base al parámetro de medida CE, FAO (1985) establece que aguas con $CE < 0,7$ dS/m no tienen ningún grado de restricción de uso para riego, aguas con $CE > 3,0$ dS/m tienen un grado de restricción severo y aguas entre ambos valores de CE tienen un grado de restricción moderado. Esta clasificación generalista se ve muy afectada por otras variables indicadas en la Tabla 1, tales como las concentraciones de sodio (Na^+) y cloruro (Cl^-), la tolerancia de los cultivos a la salinidad, el clima, el sistema de riego y, en particular, la FL.

Las concentraciones de Na^+ y Cl^- (asi como la del Boro) son muy negativas para los cultivos sensibles a toxicidad iónica específica, sobre todo en riego por aspersión, debido a la absorción directa de estos iones a través de las hojas mojadas por el agua de riego. Valores de Na^+ y $Cl^- < 5$ meq/L pueden ser perjudiciales para los cultivos más sensibles (la mayoría de los frutales), mientras que otros cultivos tolerantes (como algodón o remolacha) no se ven afectados por concentraciones > 20 meq/L. El grado de daño foliar en riego por aspersión depende también de otras variables como las prácticas de manejo del riego y las condiciones atmosféricas (temperatura, insolación, viento y humedad relativa) (Tanji, 1990).

La tolerancia de los cultivos a la salinidad determina en gran medida la aptitud de un agua para riego, ya que conforme más tolerante es el cultivo pueden utilizarse aguas más salinas sin descensos de producción. La tolerancia a la salinidad se cuantifica de forma sencilla mediante el modelo “umbral-pendiente” de Maas y Hoffman (1977) que proporciona para cada cultivo la CEe umbral (conductividad eléctrica del extracto saturado del suelo por encima de la cual el cultivo desciende en rendimiento) y la pendiente (porcentaje de descenso lineal del rendimiento del cultivo por incremento unidad de CEe por encima de la CEe umbral). La Tabla 3 resume la CEe umbral para algunos cultivos importantes (FAO, 1985). En general, los cereales de invierno son los mas tolerantes y los hortofrutícolas los más sensibles.

Tabla 3. Tolerancia a la salinidad de varios cultivos ordenados alfabéticamente (en paréntesis: CEe umbral, dS/m): tolerante-T, moderadamente tolerante-MT, moderadamente sensible-MS y sensible-S.

Alfalfa-MS (2,0)	Espárrago-T (4,1)	Girasol-MT (7,1)	Olivo-MT (4,0)	Tomate-MS (2,5)
Arroz-MS (3,0)	Festuca-MT (3,9)	Hortícolas-S (1,5)	Soja-MT (5,0)	Trigo-MT (6,0)
Cebada-T (8,0)	Frutales-S (1,5)	Maíz-MS (1,7)	Sorgo-MT (6,8)	Viña-S (1,5)

FAO (1985) publicó la tolerancia de los cultivos a la salinidad en base a la CEe del suelo y a la CEar del agua de riego, lo que ha producido serios errores de interpretación dado que la tolerancia en base a CEar solo puede utilizarse (tal como especifica FAO) para una fracción de lavado (FL) del suelo del orden

de 0,15-0,20 (esto es, FAO asume en las tablas de tolerancia que $CE_e = 1,5 \cdot CE_{ar}$). Además, los valores de tolerancia se han obtenido en ensayos limitados de campo, en climas de tipo semiárido, bajo prácticas óptimas de cultivo, sin sales en las fases de germinación y emergencia de los cultivos, con elevadas FL y perfiles uniformes de salinidad, y correlacionando el rendimiento de los cultivos con la CE_e media aritmética de la zona de raíces. Por ello, las tablas FAO son útiles para analizar tolerancias relativas, pero las tolerancias absolutas son ambiente-dependientes y requieren su cuantificación en ensayos de campo.

Algunas recomendaciones para realizar estos ensayos son: (1) trabajar en condiciones de campo controladas con suficiente número de tratamientos y repeticiones [por ejemplo, mediante la triple línea de aspersión (Aragüés y *otr.* 1992) o la doble fuente de goteo (Aragüés y *otr.* 1999)], (2) si ello no es posible, trabajar en condiciones de campo no controladas midiendo con el máximo detalle la variabilidad espacio-temporal de la salinidad del suelo [se recomienda el uso de sensores de inducción electromagnética (Aragüés, 1987; Aragüés y *otr.* 2004; Urdanoz y *otr.* 2008)], (3) generar el máximo número de observaciones “rendimiento- CE_e ” en el mayor intervalo posible de salinidad para su ajuste al modelo umbral-pendiente o modelos similares, y (4) tomar como CE_e la integrada en el tiempo y en la zona de raíces de mayor absorción de agua del cultivo.

La Fig. 1 presenta el nomograma recomendado para determinar la aptitud de calidad de las aguas para riego desde el punto de vista de la salinidad en función de tres variables: CE_{ar} , FL y la tolerancia del cultivo (CE_e umbral). A partir de CE_{ar} y FL, se estima la salinidad del suelo (CE_e -mp) expresada como CE del extracto saturado media ponderada por la tasa de extracción de agua de los cultivos según el modelo 40-30-20-10 (FAO, 1985). Si CE_e umbral del cultivo > CE_e -mp, el agua es apta para el riego de dicho cultivo. Si CE_e umbral < CE_e -mp, el agua no es apta para el riego de dicho cultivo.

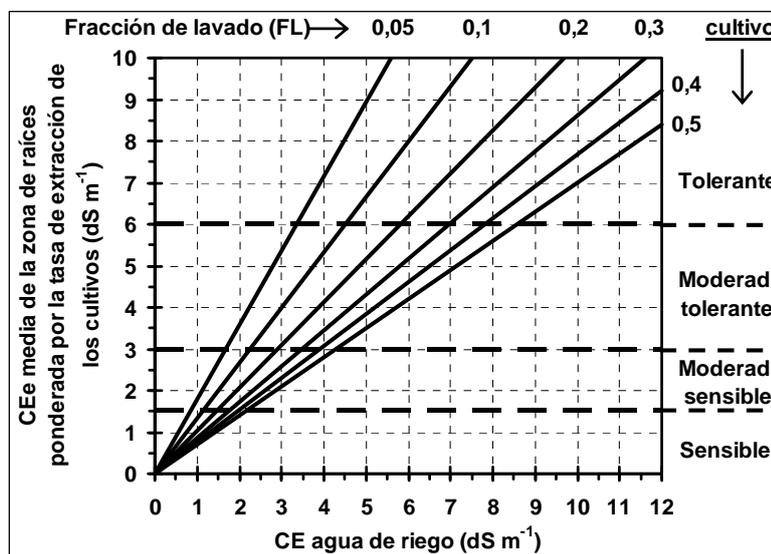


Fig. 1. Relación entre la salinidad (CE) del agua de riego, la fracción de lavado (FL) y la salinidad resultante en el suelo en base a la CE_e media de la zona de raíces ponderada por la tasa de extracción de los cultivos. Las líneas rayadas horizontales delimitan los intervalos de CE_e para los distintos niveles de tolerancia de los cultivos a la salinidad.

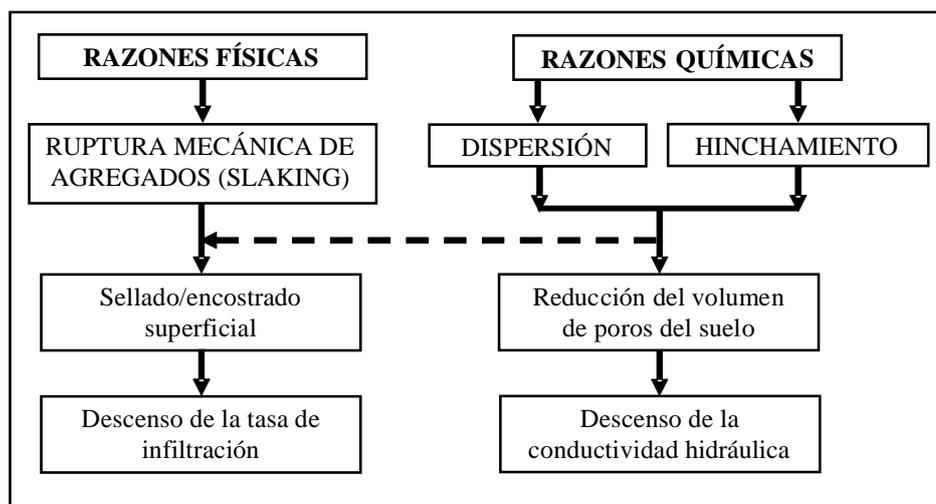
De este nomograma se deduce que para una CE_{ar} determinada, conforme mayor es la FL menor es la salinidad resultante en el suelo y, por lo tanto, el agua tiene una mayor aptitud para el riego. Debe resaltarse que este nomograma basado en la CE_{e-mp} se desarrolló inicialmente para riegos de alta frecuencia (Rhoades, 1999), pero en la actualidad se recomienda su aplicación para cualquier sistema de riego por considerar que la CE_{e-mp} es más representativa que la CE_e media aritmética (Letey y *otr.* 2011).

Este nomograma asume condiciones de régimen estacionario y no tiene en cuenta otras variables como la precipitación/disolución de minerales o el efecto de la lluvia. En el caso de aguas con una composición química no convencional (por ejemplo, aguas con elevadas concentraciones en bicarbonato o sulfato) se recomienda utilizar modelos (como Watsuit o Unsatchem) capaces de estimar la salinidad del suelo de forma más robusta que la del nomograma de la Fig. 1 (Corwin y *otr.* 2007; Letey y *otr.* 2011). Asimismo, el efecto de la lluvia y su distribución temporal sobre la salinidad edáfica puede mitigar el impacto del riego con aguas salinas basado en este nomograma (Isidoro y Grattan, 2011). El efecto de la lluvia puede incluirse en la Fig. 1 utilizando la CE media ponderada por el volumen de riego y lluvia en lugar de la CE_{ar}, pero el efecto de la distribución temporal no puede considerarse en este enfoque que asume condiciones de régimen cuasi-estacionario.

2.3. Respuesta de los suelos a la calidad del agua de riego

La calidad del agua de riego afecta de forma muy relevante a la estabilidad estructural del suelo y a su capacidad para transmitir agua. Las razones principales de desestabilización del suelo son físicas (ruptura mecánica de los agregados o “slaking”) y químicas (dispersión e hinchamiento de los coloides del suelo) (Tabla 4). La dispersión individualiza las partículas coloidales del suelo que pueden migrar y taponar parcial o totalmente sus poros, en tanto que el hinchamiento reduce el diámetro de los poros conductores del suelo. La dispersión promueve también el encostrado del suelo (línea rayada de la Tabla 4).

Tabla 4. Razones físicas y químicas de pérdida de estabilidad estructural de los suelos y de su capacidad para transmitir agua (infiltración y conductividad hidráulica).



El efecto de la calidad del agua de riego sobre la estabilidad estructural de los suelos debe evaluarse teniendo en cuenta el resultado combinado del efecto beneficioso de la salinidad (CE) y del efecto perjudicial de la sodicidad (RAS) y de la alcalinidad (pH). La Fig. 2 presenta un nomograma que relaciona la CE y RAS del agua de riego con la tasa de infiltración del suelo (FAO, 1985). La combinación de CE y RAS que se sitúa a la derecha de las dos rectas produce suelos estables y sin descenso de infiltración (I), la que se sitúa entre las dos rectas produce suelos con descensos moderados de I, y la que se sitúa a la izquierda de las dos rectas produce suelos inestables y con descensos elevados de I. El efecto del pH no se representa en este nomograma, pero sería tal que las rectas se desplazarían a la derecha conforme aumenta el pH. Para una combinación CE-RAS dada, los incrementos de pH por encima de 8,5 reducen la conductividad hidráulica del suelo (Suarez y *otr.* 1984), aunque salvo para casos extremos de suelos muy sensibles y valores de pH muy elevados el efecto negativo de estos incrementos de pH es menos acusado que el de incrementos de sodicidad o descensos de salinidad.

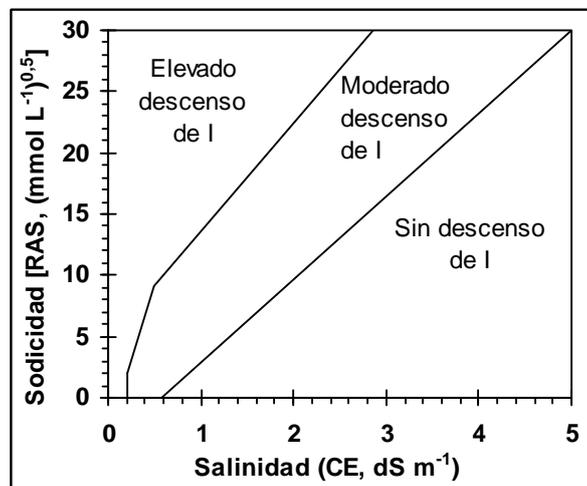


Fig. 2. Efecto de la salinidad (CE) y sodicidad (RAS) del agua de riego sobre la infiltración del suelo.

De la Fig. 2 se deduce que, incluso para aguas no sódicas, la infiltración del suelo puede reducirse de forma acusada si $CE_{ar} < 0,2$ dS/m y de forma moderada si $CE_{ar} < 0,5$ dS/m. Dado que la mayoría de los regadíos de la margen izquierda del Ebro tienen una $CE_{ar} < 0,5$ dS/m, cabe anticipar problemas de dispersión química y encostramiento (“encarado” en términos locales) en suelos sensibles (presencia relevante de illitas y textura limosa). Asimismo, el potencial dispersivo de la lluvia (generalmente con $CE < 0,1$ dS/m) es muy elevado y puede producir serios problemas de encostramiento y los correspondientes efectos negativos sobre la infiltración y la emergencia de las plántulas porque reduce rápidamente la salinidad del suelo superficial, pero su sodicidad permanece prácticamente inalterada, en particular en suelos con una elevada capacidad de intercambio catiónico (Suarez y *otr.* 2006). En estos casos, se recomienda la adición en superficie de enmiendas cálcicas como el yeso o subproductos de yeso (Amézketa y *otr.* 2005).

Una vez que el agua de riego infiltra el suelo, puede disolver algunos minerales típicos de zonas semiáridas como la calcita. Ello provoca un aumento de la CE y del calcio disuelto que hace que el efecto

negativo de aguas de baja salinidad y/o elevada sodicidad sea en general menor sobre la conductividad hidráulica que sobre la infiltración.

El nomograma representado en la Fig. 2 tiene una consideración más cualitativa que cuantitativa, ya que estas curvas de estabilidad estructural son ambiente-dependientes (por ejemplo, dependen del efecto de la lluvia antes mencionado o del sistema de riego), y se ven muy afectadas por las características físico-químicas concretas de cada suelo (textura, contenido de materia orgánica, tipo de arcillas, etc). Por ello, el efecto de la calidad del agua debe evaluarse mediante ensayos de campo específicos para cada clima, suelo y agua en particular. Un ensayo relativamente sencillo consiste en medir en campo la tasa de infiltración estabilizada (I_e) del suelo aplicando agua saturada en yeso ($CE = 2,2$ dS/m) (máxima infiltración no afectada por dispersión y/o hinchamiento), agua de riego de la zona regable, y agua desionizada ($CE < 0,1$ dS/m) que simula el agua de lluvia (Gazol, 2000). La comparación de estas I_e permite establecer el grado de pérdida relativa de estabilidad estructural de los suelos y las opciones de manejo más eficaces para minimizar estas pérdidas (Tabla 5). La situación más negativa para los suelos sensibles se presenta con aguas de riego no salinas, sódicas y alcalinas, y en sistemas por aspersión con pluviometrías de elevada intensidad que favorecen el *slaking*, dispersión/hinchamiento, encostramiento, escorrentías superficiales y erosión del suelo. Sin embargo, una ventaja del riego por aspersión es que las costras pueden reblandecerse aumentando la frecuencia del riego con unas dosis mínimas de aplicación que son inviables en riego por inundación.

Tabla 5. Efectos de la calidad del agua sobre los suelos: ¿Cuándo son relevantes? ¿Qué opciones de manejo existen para reducir los efectos negativos?

La pérdida de estabilidad estructural de los suelos es relevante para:	
• Aguas de baja salinidad (CE)	• Riegos con pluviometría de elevada intensidad
• Aguas de alta sodicidad (RAS)	• Suelos con baja materia orgánica (MO)
• Aguas de alta alcalinidad (pH)	• Suelos con elevado limo y arcillas inestables
Opciones de manejo para reducir los efectos negativos:	
• Aplicación de enmiendas químicas (yeso, polímeros, etc.)	• Adición de residuos de cultivos (aumento de la MO), mínimo laboreo
• Cambiar a sistemas de riego con baja intensidad pluviométrica	• Acolchado del suelo
• Aumentar la frecuencia del riego para reblandecer los suelos encostrados	• Uso de cultivos con cubierta permanente y/o temprana

2.4. Sistemas de riego y salinidad. Riego deficitario controlado

Los problemas potenciales de salinidad dependen del sistema de riego. La Tabla 6 resume los problemas de salinidad del agua de riego más relevantes en relación a los sistemas de riego, así como algunas medidas correctoras de estos problemas. En términos generales, si el agua de riego es salina el sistema menos recomendable es la aspersión debido a la absorción iónica foliar, y el más recomendable el goteo superficial de alta frecuencia debido a que en las proximidades de los goteros (zona de extracción

preferente del agua del suelo por los cultivos), la fracción de lavado es muy alta y la salinidad del suelo es similar a la del agua de riego.

Tabla 6. Salinidad del agua y sistema de riego: síntesis de problemas potenciales y medidas correctoras.

Sistema de riego	Problema potencial	Medidas correctoras
Gravedad	Baja uniformidad en la distribución del agua \Rightarrow lavado diferencial de sales	Nivelación por láser; evitar encharcamientos prolongados; incrementar la frecuencia del riego (con dosis menores en cada riego)
Surcos	Evaporación del agua y acumulación de sales en la parte superior de los caballones	Acolchado del caballón; reformado del caballón; sembrar a los lados del caballón; riego en surcos alternantes
Aspersión	Mojado de las hojas y absorción iónica foliar \Rightarrow toxicidad iónica específica	Evitar el mojado de las hojas (micro-aspersión); regar por la noche; reducir la frecuencia y aumentar los tiempos de riego; aplicar post-riegos con agua dulce si está disponible
Goteo	Acumulación de sales en los bordes del bulbo húmedo; obturación de goteros Goteo subterráneo: acumulación de sales entre la superficie del suelo y las líneas de goteo	Aumentar la densidad de goteros; conectar el riego si llueve (evitar la entrada de sales en la zona de raíces); acidificar el agua Goteo subterráneo: lavar las sales acumuladas en superficie regando por inundación o aspersión

En la última década se ha extendido en muchas zonas regables el riego deficitario controlado (RDC) en cultivos leñosos. Esta técnica consiste en reducir las dosis de riego en ciertos períodos del cultivo insensibles al estrés hídrico con lo que la producción y calidad de la cosecha no se ve afectada. Esta estrategia supone un ahorro efectivo del agua de riego con el que la productividad del agua (Kg cosechados/m³ agua aplicada) puede incrementarse de forma muy significativa, además de mejorar la calidad del fruto en algunas especies.

A pesar de los beneficios indudables derivados del RDC, algunos resultados obtenidos en el proyecto Rideco-Consolider por distintos grupos de investigación españoles alertan acerca del peligro potencial de salinización y sodificación del suelo, en particular en zonas regadas con aguas de salinidad moderada o alta y pluviometría escasa. En estos casos, el déficit hídrico impuesto puede implicar una reducción en la FL y un incremento en la evapoconcentración de las sales aportadas con el riego a unos niveles inaceptables para los cultivos leñosos sensibles a salinidad. Asimismo, la salinización del suelo tiende a incrementar la sodicidad (RAS) debido a la precipitación de minerales de calcio, lo que puede comprometer seriamente la estabilidad estructural de los suelos, particularmente cuando se exponen posteriormente (estación de no riego) a aguas de lluvia de muy baja salinidad.

A efectos ilustrativos, la Fig. 3 presenta los incrementos en la estación de riego (abril a septiembre de 2009) de la salinidad (CE), sodicidad (RAS) y concentraciones de Cl⁻ y Na⁺ en el extracto saturado del suelo de una plantación de melocotonero (término municipal de Caspe, Zaragoza) sujeta a RDC con un

agua de CE = 1,2 dS/m (río Ebro). A pesar de que el RDC fue moderado (aplicación de un volumen de riego equivalente al 50% de la ETc en la Fase III del cultivo), los incrementos de estas cuatro variables fueron muy elevados. Si dichos incrementos no son compensados por el lavado de sales producido por las aguas de lluvia de otoño-invierno (asumiendo que la lluvia no afecta a la infiltración del suelo), las tendencias de salinización y sodificación del suelo podrían comprometer seriamente la sostenibilidad de esta plantación debido a sus efectos negativos sobre el cultivo y el suelo.

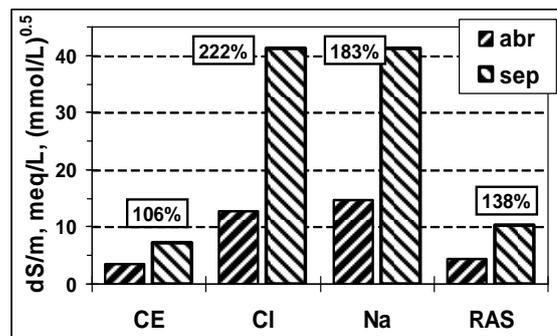


Fig. 3. Incrementos relativos entre abril y septiembre de CE, Cl, Na⁺ y RAS en el extracto saturado del suelo de una plantación de melocotonero (Caspe, Zaragoza) sujeta a RDC.

3. CALIDAD DE AGUAS A NIVEL SUMIDERO: RETORNOS DE RIEGO

3.1. Calidad de los flujos de retorno de riego. Agricultura de regadío y salinización de aguas

Los flujos de retorno de riego tienen tres componentes principales: pérdidas operacionales de los canales y escorrentía superficial de las parcelas de riego que vierten directamente las aguas a los colectores de drenaje, y drenaje subsuperficial que recarga el acuífero y/o vierte subterráneamente a la red de drenaje de la zona regable (Fig. 4).

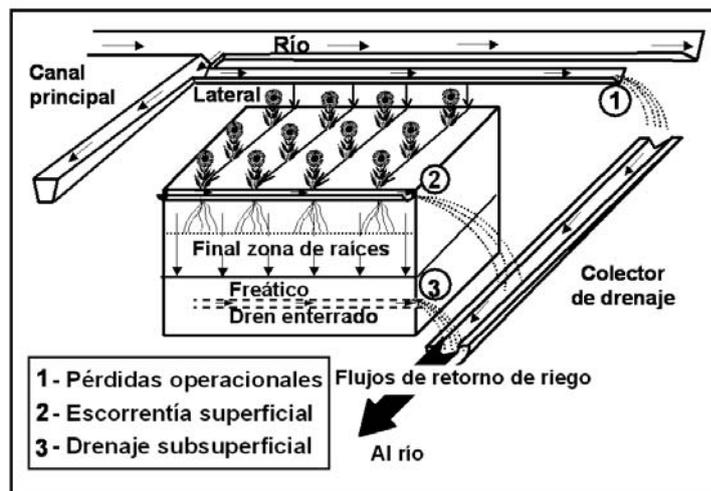


Fig. 4. Esquema idealizado de los tres componentes principales de los flujos de retorno de riego (Aragüés y Tanji, 2003).

Cada uno de estos componentes tiene unas características de calidad diferentes. La Tabla 7 resume para distintos parámetros los cambios de calidad esperables en cada componente con relación a la calidad del agua de riego. En general, las pérdidas operacionales tienen una degradación de calidad mínima, la escorrentía superficial una degradación moderada y el drenaje subsuperficial una degradación elevada. Aunque algunos parámetros pueden mejorar puntualmente en calidad, el resultado global es que las aguas en el sumidero (retornos de riego) tienen siempre una calidad inferior a las aguas en la fuente (riego), sobre todo debido a los incrementos en las concentraciones de sales disueltas, nitrógeno y fósforo.

Tabla 7. Parámetros de calidad de los tres componentes principales de los flujos de retorno de riego y cambios de calidad esperables en relación con la calidad del agua de riego (Aragüés y Tanji, 2003).

Parámetros de calidad	Componentes de los flujos de retorno del riego		
	Pérdidas operacion.	Escorrentía superficial	Drenaje subsuperf.
Degradación general de calidad	0	+	++
Salinidad	0	0, +	++
Nitrógeno	0	0, +, ++	++, +
Fósforo	0, +	++	0, -, +
Demanda biológica de oxígeno	0	+, 0	0, -, --
Sedimentos	0, +, -	++	--
Residuos de pesticidas	0	++	0, -, +
Elementos traza	0	0, +	0, -, +
Organismos patógenos	0	0, +	-, --

0: Degradación de calidad despreciable

+, ++: Degradación moderada, elevada de calidad (evapoconcentración, aplicación de agroquímicos, erosión del suelo, disolución de minerales, etc.)

-, --: Mejora moderada, elevada de calidad (filtración, fijación, degradación microbiana, precipitación de minerales, etc.)

Los retornos de riego afectan negativamente a la calidad de las aguas receptoras de los mismos. En particular, los ríos aguas abajo de retornos del regadío aumentan su salinidad en relación con la de aguas arriba debido a los efectos “detracción”, “evapoconcentración” y “meteorización” (Fig. 5a). En zonas áridas y semiáridas el efecto meteorización es el más importante debido a la disolución de minerales y correspondiente aumento en la masa de sales en los retornos. En regadíos con limitaciones de agua o riego deficitario controlado, el efecto evapoconcentración (concentración en la solución del suelo de las sales aportadas en el riego debido a la evapotranspiración de los cultivos) puede asimismo ser importante.

El resultado conjunto de estos tres efectos es que la salinidad de las aguas de los ríos en zonas áridas y semiáridas aumenta con los descensos de caudal, con el tiempo y a lo largo del curso de los mismos (Fig.

5b). Por ejemplo, el río Ebro en Zaragoza tiene una CE de en torno a 0,5 dS/m para caudales de 1500 m³/s o superiores, pero puede aumentar hasta valores próximos a 3 dS/m para caudales del orden de 100 m³/s.

En relación a las tendencias temporales, los trabajos realizados por el CITA en colaboración con la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE, 2007) indican que gran parte de los ríos de la cuenca del Ebro tienen unas tendencias de salinización de las aguas de entre 5 y 10 mg/L · año, con un valor máximo de 16 mg/L · año en el río Arba en Gallur. Aunque la salinidad de estas aguas es en general baja o moderada, estas elevadas tendencias indican que los valores futuros podrían comprometer algunos de sus usos.

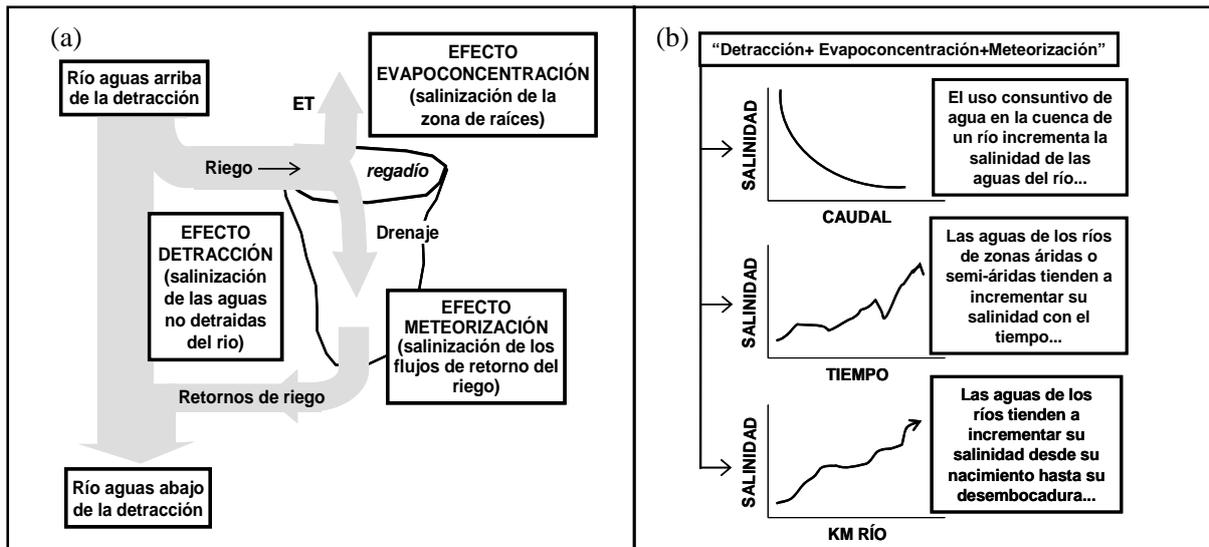


Fig. 5. Agricultura de regadío y salinización de aguas: (a) efectos detracción, evapoconcentración y meteorización, y (b) impacto de estos efectos sobre la salinidad del río.

3.2. La Directiva Marco Europea del Agua (DMA), el Plan Hidrológico Nacional (PHN) y el Plan Nacional de Regadíos (PNR): la Red de Control de Calidad Ambiental de Regadíos en la Cuenca del Ebro

La DMA (Unión Europea, 2000) tiene como objeto principal la protección de la calidad de las aguas, de tal manera que establece que las masas de agua en Europa deben alcanzar un buen estado ecológico (incluyendo el estado físico-químico) en el año 2015. Un aspecto fundamental de la DMA es que establece el principio de que "quien contamina, paga", cuestión relativamente sencilla de implementar si la contaminación es puntual, pero muy complicada si la contaminación es difusa, como es el caso de la agricultura de regadío.

Existe una presión creciente por parte de la sociedad para que los sistemas agrarios y el regadío en particular garanticen la calidad de las aguas. Esta presión se ve reflejada tanto en el PHN como en el PNR, lo que exige cuantificar la contaminación difusa inducida por la agricultura de regadío mediante Programas de Vigilancia Ambiental (PVA) que implican (1) el seguimiento de los impactos ambientales, (2) la investigación de las relaciones causa-efecto, (3) la elaboración de códigos de buenas prácticas

agrarias, (4) el establecimiento de un sistema de indicadores agroambientales y (5) el desarrollo de una Red Ambiental de Regadíos en cada demarcación Hidrológica de España.

Estos PVA son muy ambiciosos y requieren de importantes recursos económicos y humanos para su aplicación, seguimiento y análisis de resultados. La CHE ha sido pionera en España en el establecimiento de una Red de Control Ambiental de Regadíos en la cuenca del Ebro con la colaboración del CITA y su experiencia en el tema desde los inicios de la década de los 80 (Aragüés, 1984). Esta Red se ha ido desarrollando paulatinamente a lo largo de la actual década, y en la actualidad controla los retornos de en torno a un tercio del regadío existente en la cuenca del Ebro. Los objetivos principales de la Red son: (1) el análisis del manejo de los factores de producción (agua y agroquímicos fundamentalmente), (2) el establecimiento de balances de masas, (3) la cuantificación del volumen de agua y concentración y masa de contaminantes en los retornos de riego (con especial énfasis en sales y nitrógeno) y (4) el establecimiento de prácticas de control (riego y agroquímicos) para minimizar la contaminación difusa del regadío. Los resultados obtenidos en los Convenios CHE-CITA están accesibles en la página Web de la CHE (<http://oph.chebro.es>).

Un ejemplo de los resultados obtenidos en estos trabajos es la evolución de la salinidad y concentración de nitrato (NO_3^-) del río Arba en Tauste (Zaragoza) (estación que recoge gran parte de los retornos de riego de la zona regable del Cana de Bardenas) a lo largo de los años hidrológicos 2007 y 2008 (Fig. 6). En esta figura se han representado los umbrales de CE para el riego de cultivos (FAO) y de NO_3^- para consumo humano (Directiva de Nitratos 91/676/CE de la Unión Europea), observándose que estas aguas superan en muchos meses dichos umbrales.

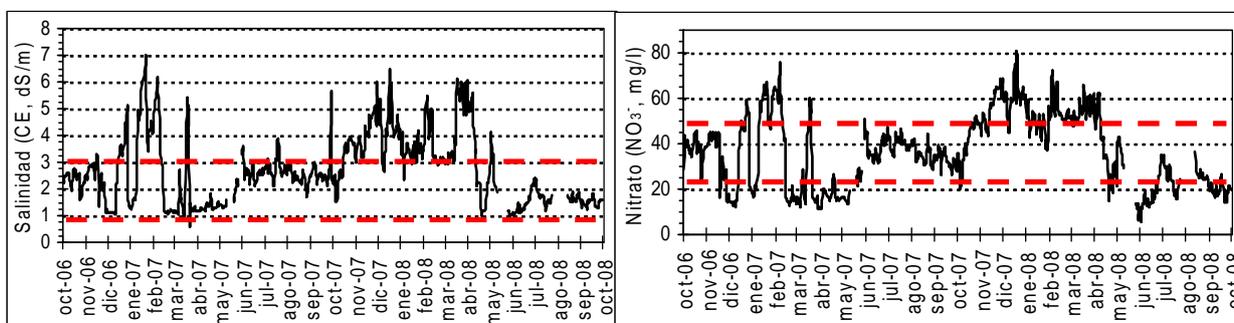


Fig. 6. Salinidad (CE) y concentración de nitrato (NO_3^-) del río Arba en Tauste (Zaragoza) en los años hidrológicos 2007 y 2008. Las líneas rayadas representan los umbrales de salinidad para el riego de cultivos (FAO) y de nitratos para consumo humano (Directiva de Nitratos de la Unión Europea).

La Tabla 8 presenta el promedio de los valores de CE y NO_3^- para los dos años hidrológicos y para las estaciones de riego (ER) y de no riego (ENR), el porcentaje de valores de NO_3^- que superan los umbrales de 25 y 50 mg/L, y las masas de sales y nitratos en los retornos de riego. La CE y el NO_3^- fue menor en la ER que en la ENR debido al efecto diluidor de los mayores caudales del río en la ER, pero las masas exportadas fueron superiores en la ER que en la ENR debido a sus mayores caudales. En todos los casos, la salinidad fue elevada y el NO_3^- fue muy elevado, de tal manera que se superó el umbral de 50 mg/L para

consumo humano en casi la mitad de las muestras analizadas en la ENR. Asimismo, las masas unitarias exportadas (masa anual por hectárea regada) de sales y nitratos fueron relativamente elevadas en comparación con otros regadíos estudiados en la cuenca del Ebro (Convenios CHE-CITA). El riego por inundación ineficiente, la presencia de sales en algunos suelos, y la excesiva aplicación de fertilizantes nitrogenados en la zona regable de Bardenas explican en gran medida la contaminación por sales y nitratos de estas aguas.

Tabla 8. Valores medios de CE y NO_3^- del río Arba en Tauste (Zaragoza) en los años hidrológicos (AH) 2007 y 2008 y en las respectivas estaciones de riego (ER) y de no riego (ENR). Se presentan asimismo los porcentajes de muestras que superan los valores umbral de NO_3^- de 25 y 50 mg/L, y las masas unitarias de sales (SDT = sólidos disueltos totales) y nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$, expresados como N).

CE (dS/m)	Promedio años hidrológicos 2007 y 2008		
	ENR	ER	AH
Media	3,2	2,1	2,7
Masa (Mg SDT/ha·año)	2,7	3,3	6,0
NO_3^- (mg/L)	ENR	ER	AH
	Media	44	29
Nº muestras > 50 mg/L	45%	2%	24%
Nº muestras > 25 mg/L	81%	55%	68%
Masa (Kg $\text{NO}_3\text{-N}$ /ha · año)	11.7	13.9	25.6

3.3. Contaminación difusa del regadío: masa y concentración en los retornos de riego

El efecto de los retornos de riego sobre la calidad de las aguas receptoras depende de la masa de los contaminantes exportada por los retornos, no de sus concentraciones. Esto es, mientras la aptitud de uso directo de los retornos depende de su concentración de contaminantes, la concentración de los contaminantes en las aguas receptoras (y por lo tanto su calidad y aptitud de uso) depende de las masas aportadas por los retornos de riego, siendo mayores estas concentraciones conforme mayores son dichas masas. Por lo tanto, la masa (no la concentración) es la variable que determina la contaminación inducida por la agricultura de regadío en las aguas receptoras de los retornos de riego.

Esta conclusión se ilustra a través del esquema idealizado en la Fig. 7 donde se presenta un regadío hipotético en un escenario actual y en un escenario con reducción de la masa exportada de un determinado contaminante, y sus efectos respectivos sobre la concentración de dicho contaminante en un río receptor de los retornos de riego. El resultado es que en el escenario actual, donde se exportan 100.000 unidades de masa del contaminante con una concentración de 100 unidades, la concentración del contaminante en el río aumenta un 80%, mientras que en el escenario de reducción de masa, donde se exportan tan solo 20.000 unidades de masa del contaminante con una concentración mayor que la anterior (200 unidades), la concentración del contaminante en el río aumenta únicamente un 20%. Es decir, a pesar de que en el escenario de reducción de masa la concentración del contaminante es mayor que en el escenario actual, su

menor volumen de retornos implica una menor exportación de masa y un efecto menos negativo sobre la calidad del río.

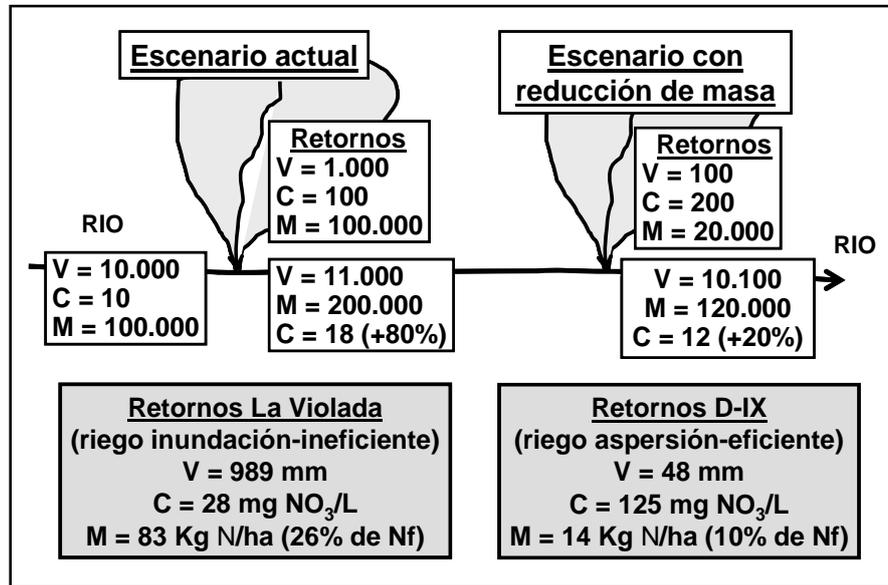


Figura 7. Ejemplo hipotético del impacto de los retornos de riego sobre la calidad del agua de un río en un escenario actual y un escenario con reducción en la masa del contaminante (V = volumen, C = concentración, M = masa). Se presentan asimismo los retornos reales de dos zonas regables del Ebro.

Este escenario de reducción de masas es el esperable en la modernización de regadíos, donde las mayores eficiencias del riego implican menores volúmenes de retornos de riego y de masas exportadas en los mismos (aunque sus concentraciones pueden ser superiores a las de las zonas no modernizadas). Por lo tanto, el Plan de Choque de Modernización de Regadíos (MARM, 2006) emprendido en nuestro país implica un beneficio muy relevante para la conservación de la calidad del agua, contribuyendo a cumplir las exigencias de la DMA. A efectos ilustrativos, la Fig. 7 presenta los valores medidos del volumen, la concentración de nitratos y la masa de nitrógeno de los retornos de dos zonas regables, una con un antiguo sistema de riego por inundación (La Violada, Huesca, sin modernizar y con una eficiencia del riego de en torno al 50%) y otra en riego por aspersión (D-IX, Zaragoza, nueva zona regable con una eficiencia del riego superior al 80%). La concentración de NO₃ es 4,5 veces superior en D-IX que en La Violada (lo que puede comprometer su uso directo para otros usos), pero el volumen de los retornos es veinte veces menor, lo que hace que la masa de N en los retornos de D-IX sea seis veces menor que en La Violada. Estas masas de N exportado equivalen al 26% (La Violada) y 10% (D-IX) del N aplicado por fertilización (Nf), lo que demuestra tanto un beneficio ambiental como económico derivado de un manejo eficiente del riego.

La diferenciación entre masa y concentración de contaminantes no está bien definida en la DMA, que basa la calidad y aptitud de uso de las aguas en concentraciones (enfoque correcto), pero no contempla que el impacto de la contaminación difusa del regadío sobre dicha calidad debe establecerse en base a

masas. En contraste, el enfoque establecido en EE. UU. por la *Environmental Protection Agency* para el análisis de la contaminación se basa en la “Masa Total Máxima Diaria” (TMDL), que consiste básicamente en (1) asignar a un tramo de río o cuerpo de agua una concentración máxima admisible de un cierto contaminante en base a su uso, (2) identificar las fuentes puntuales y difusas de ese contaminante en su cuenca de recepción, y (3) determinar para cada fuente la máxima masa diaria que puede emitir sin exceder dicha concentración admisible. Este enfoque es complejo y requiere de modelos de simulación, pero es mucho más riguroso y recomendable que el enfoque de la DMA basado únicamente en concentraciones.

3.4. Estrategias de control de la contaminación difusa

Puesto que la masa del contaminante en los retornos de riego es la que determina la contaminación de las aguas receptoras, la estrategia general para reducir la contaminación es reducir la masa (producto de concentración y volumen) reduciendo la concentración del contaminante y/o el volumen de los retornos. Esta estrategia tiene que tener en cuenta sin embargo que un cierto drenaje de las zonas regables es siempre necesario para mantener un balance de masas adecuado en el suelo.

La Tabla 9 sintetiza algunas estrategias de control de la contaminación, siendo la más eficiente el control a nivel fuente de los factores de producción y, en particular, el manejo eficiente del riego. FAO (2002) y Aragüés y Tanji (2003) presentan con más detalle estas estrategias a nivel fuente, finca y sumidero y otras de tipo económico y legal para el control de la contaminación inducida por la agricultura de regadío.

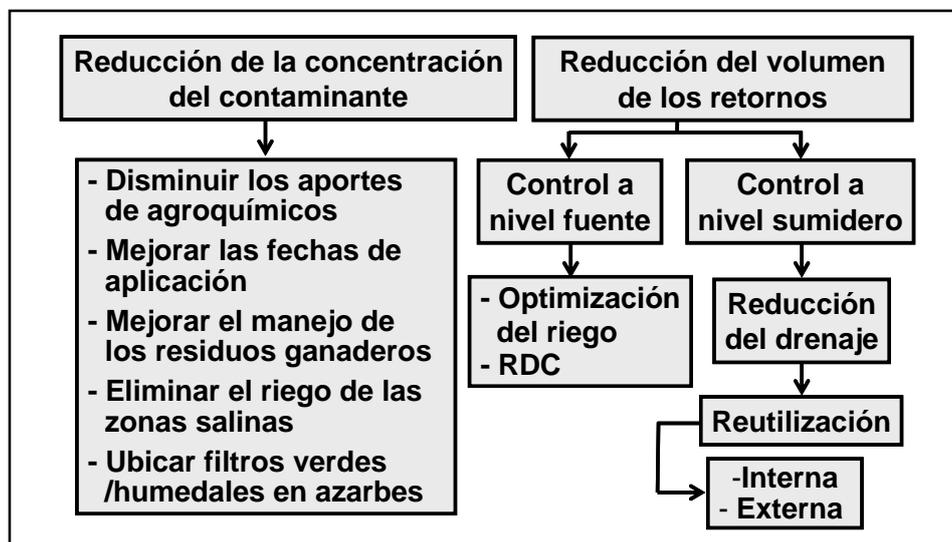


Tabla 9. Estrategias de control de la contaminación difusa inducida por la agricultura de regadío.

4. CONCLUSIONES

- Es necesario un compromiso sostenible entre los efectos antagónicos internos y externos del regadío.
- La aptitud de calidad del agua para riego depende de su resultante en el suelo. Variables a considerar: cuatro directas (analíticas) y cuatro indirectas.
- La respuesta de los cultivos a la salinidad del agua de riego debe establecerse en base a (1) su propia tolerancia, (2) la FL, y (3) la CE media de la zona de raíces ponderada por su tasa de extracción. Esta respuesta es ambiente-dependiente y exige ensayos de campo. Es necesario medir la salinidad del suelo.
- La respuesta de los suelos a la calidad del agua de riego debe establecerse mediante sus curvas de estabilidad estructural “Conductividad hidráulica (Infiltración) – CE – RAS – pH”. Esta respuesta es ambiente-dependiente y exige ensayos de campo.
- Cada sistema de riego tiene problemas potenciales y medidas correctoras específicas. Especial atención al riego por aspersión con aguas salinas. El riego deficitario controlado puede aumentar la salinidad y sodicidad del suelo y, por lo tanto, sus efectos negativos sobre cultivos y suelos.
- La DMA, el PHN y el PVA exigen el control de la calidad de las aguas. Es necesario establecer Redes de Control de la Calidad Ambiental de los Regadíos a nivel Demarcación hidrológica.
- La masa de contaminantes en los retornos de riego es la variable fundamental para el análisis de la contaminación difusa inducida por el regadío.
- La masa exportada de contaminantes puede minimizarse reduciendo la concentración del contaminante y el volumen de los retornos de riego a nivel fuente y sumidero.
- La modernización de regadíos mejora la calidad de las aguas en la cuenca (pero reduce el recurso agua y aumenta la concentración contaminante en los retornos).

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Amézketa, E., Aragüés, R., Gazol, R. (2005): Efficiency of sulphuric acid, mined gypsum and two gypsum by-products in soil crusting prevention and sodic soil reclamation. *Agron. J.* 97: 983-989.

Aragüés, R. (1984): Predicción y control del volumen y salinidad de efluentes de riego en Aragón. *Seminario del Agua en Aragón* 5: 458-505. Zaragoza (disponible en <http://digital.csic.es/>).

Aragüés, R. (1987): El sensor electromagnético como método de medida "in-situ" de la salinidad del suelo. *Riegos y Drenajes XXI* 17:32-39.

Aragüés, R., Royo, A., Faci, J. (1992): Evaluation of a triple line source sprinkler system for salinity crop production studies. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:377-383.

- Aragüés, R., Playán, E., Ortiz, R., Royo, A. (1999): A new drip-injection irrigation system (DIS) for crop salt tolerance evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1397-1404.
- Aragüés, R., Tanji, K.K. (2003): Water Quality of Irrigation Return Flows. In: *Encyclopedia of water science*. Stewart B.A., Howell T.A. (Eds.), 502-506. Marcel Dekker, Inc. New York, USA.
- Aragüés, R., Puy, J., Isidoro, D. (2004): Vegetative growth response of young olive trees (*Olea europaea* L., cv. Arbequina) to soil salinity and waterlogging. *Plant Soil* 258: 68-80.
- Corwin, D.L., Rhoades, J.D., Simunek, J. (2007): Leaching requirement for soil salinity control: steady-state versus transient models. *Agric. Water Manage.* 90:165-180.
- CHE (2007). Control de los retornos de las actividades agrarias de la Cuenca del Ebro: evaluación de las tendencias de la calidad del agua, control experimental de los retornos y propuestas de red de control. Convenio CHE-CITA, 288 pp. (disponible en <http://oph.chebro.es/>).
- INE (2006): Estadísticas sobre medio ambiente. Instituto Nacional de Estadística, Madrid.
- Isidoro, D., Grattan, S.R. (2011): Predicting soil salinity in response to different irrigation practices, soil types and rainfall scenarios. *Irrig. Sci.* 29:197-211.
- Letey, J., Hoffman, G.J., Hopmans, J.W., Grattan, S.R., Suarez, D., Corwin, D.L., Oster, J.D., Wu, L., Amrhein, C. (2011): Evaluation of soil salinity leaching requirement guidelines. *Agric. Water Manage.* 98:502-506.
- Maas, E.V., Hoffman, G.J. (1977): Crop salt tolerance-Current assessment. *J. Irr. Drain. Div., ASCE* 103:115-134.
- MARM (2002): Plan Nacional de Regadíos. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid.
- MARM (2006): Plan de Choque de Modernización de Regadíos. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid.
- FAO (1985): Water quality for agriculture. Ayers R.R., Westcot D.W. (Eds.), *FAO Irrigation and Drainage Paper 29* (Rev. 1), Rome, 174 pp.
- FAO (2002): Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas. Tanji K.K., Kielen N.C. (Eds.), *FAO Irrigation and Drainage Paper 61*, Rome, 188 pp.
- Gazol, R. (2000): Análisis de la infiltración, susceptibilidad al encostramiento y aplicación de enmiendas químicas en suelos de regadío de la Cuenca Media del Ebro. Proyecto Final de Carrera dirigido por E. Amézketa y R. Aragüés, 125 pp. E.U.P. La Almunia, Univ. de Zaragoza.
- Rhoades, J.D. (1999): Use of saline drainage water for irrigation. Skaggs, R.W., van Schilfgaarde, J. (Eds.), *Agricultural Drainage, Agron. Monogr.*, vol. 38, ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI, pp. 615-657.
- Suarez, D.L., Wood, J.D., Lesch, S.M. (2006): Effect of SAR on water infiltration under a sequential rain-irrigation management system. *Agric. Water Manage.* 86:150-164.
- Tanji, K.K. (1990): Agricultural salinity assessment and management. *ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71*, Am. Soc. Civil Eng., New York, 619 pp.
- Unión Europea (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. *Oficial Journal L327*, 22/12/2000.
- Urdanoz, V., Amézketa, E., Clavería, I., Ochoa, V., Aragüés, R. (2008): Mobile and georeferenced electromagnetic sensors and applications for salinity assessment. *Span. J. Agric. Res.* 6:469-478.