

UNIVERSIDAD DE LLEIDA

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA AGRARIA

Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo



**LA SALINIDAD EN LAS AGUAS SUPERFICIALES DE LA
CUENCA DEL EBRO:**

Análisis del impacto potencial del regadío de Monegros II

memoria presentada por
DOLORES QUÍLEZ Y SÁEZ DE VITERI
en satisfacción de los requisitos necesarios
para optar al grado de Doctor.

Director: RAMON ARAGÜÉS LAFARGA

Tutor: JAUME PORTA CASANELLAS

ZARAGOZA, JUNIO 1998

A Carlos y Marta



AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero expresar todo mi agradecimiento al Dr Ramón Aragués Lafarga, director no solo de este trabajo sino también de mi formación profesional durante casi dos décadas en la Unidad de Suelos y Riegos, por todo el apoyo prestado, su ánimo y amistad durante el largo camino hasta la realización de esta tesis doctoral.

Al Servicio de Investigación Agroalimentaria de la Diputación General de Aragón y en particular a la Unidad de Suelos y Riegos bajo cuyos medios humanos y materiales se han realizado todos los trabajos que han conducido a la realización de esta memoria.

A la Universidad de Lleida, al Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo y a Jaume Porta Casanellas tutor de este trabajo por el especial interés mostrado durante la realización del mismo. A Paquita Sánchez que con su amabilidad facilita todos los tramites en la Sección de Estudiantes de Tercer Ciclo de la Universidad de Lleida.

A los Organismos Oficiales que han colaborado en la consecución de este trabajo. A la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CICYT) que financió los trabajos a través de los proyectos AGR89-0146-CO2-01 y NAI90-1077-CO2-01. A la Confederación Hidrográfica del Ebro, al Departamento de Calidad de aguas que en la persona de Luis Pinilla ha facilitado los datos analizados en la primera parte de esta memoria y al Departamento de Hidrología, que en la persona de Jesús Rodríguez siempre ha colaborado con su saber y medios en cuantas tareas se le han solicitado. Al Ayuntamiento de Ejea de los Caballeros que mostró gran interés y colaboración en los estudios realizados en Bardenas I.

A Ken Tanji, profesor de la Universidad de California en Davis, por la formación recibida en esa Universidad, y por su colaboración en parte de los trabajos realizados. A Ramón Aragués que me facilitó los datos de los ensayos en columnas analizados en este trabajo. A Luis Basso colaborador en los trabajos realizados en Bardenas I. A Javier Samper de la Universidad de La Coruña, colaborador de los trabajos realizados en Monegros II en aguas subterráneas. A Antonio Martínez-Cob por su ayuda en la elaboración de los datos de precipitación y evapotranspiración. A Miguel Izquierdo y Jesús Gaudó, por su buen hacer en la medición de los datos en el ensayo de campo. A Angel Beltrán que puso a mi disposición sus conocimientos e información sobre Monegros II. A M^a Auxiliadora Casterad y Juan Herrero que facilitaron los datos de superficies de cultivo en Bardenas I. A Rosa Gómez, Immaculada Farré y Miguel Angel Franco por su ayuda en las tareas informáticas de edición.

A Carlos y Marta por su paciencia, buen humor y compañía y a mi familia por su ánimo y entusiasmo.

A todos los compañeros de la Unidad de Suelos y Riegos y del Servicio de Investigación Agroalimentaria en particular a Angel, Antonio, Antonio M-C, Antonio Yuste, Arturo, Auxi, Daniel, Elisa, Emilio, Enrique, Espe, Imma, Jesús, Jihane, Jose, Juan, Lola, Mariajo, Miguel, Miguel Angel, Monesma, Nery, Octavio, Pedro, Pepe, Rafael, Ramón, Ramoncho, Tere, Terete y Vicente por su ánimo.

Gracias a todos

RESUMEN

Las aguas naturales contienen sales disueltas que proceden de los materiales con los que han estado en contacto. Tanto el uso del agua como la alteración del ciclo hidrológico conducen generalmente a un aumento en la concentración salina del agua, debido a los procesos de evapoconcentración y de disolución de los minerales con los que entra en contacto (Alberto y Aragués, 1986). El aumento del consumo de agua en una cuenca conduce generalmente a su salinización, especialmente si dicha cuenca está localizada en áreas de régimen árido o semiárido, como la Cuenca del Ebro, donde las sales de origen geológico no han sido movilizadas debido a la baja pluviometría.

La Cuenca del Ebro, situada en el nordeste de España, tiene una superficie de 85 400 Km², con una superficie en regadío de 769 929 ha, de las cuales más de 300 000 presentan problemas de salinidad y/o sodicidad (Alberto et al. 1986). La puesta en riego del sistema Monegros II localizado en la Cuenca media del Ebro (Comunidad Autónoma de Aragón), se ha cuestionado en algunos foros como un regadío cuyos flujos de retorno podrían inducir a un incremento potencial de la salinidad del río Ebro y al subsiguiente coste añadido en los distintos usos urbanos, industriales y agrícolas de dichas aguas.

Los objetivos de este trabajo son establecer las tendencias de salinidad de los ríos más importantes de la Cuenca del Ebro y cuantificar el impacto potencial del sistema de riego Monegros II sobre la salinidad del río Ebro.

Se han analizado las tendencias de salinidad en dieciséis estaciones de la Cuenca del Ebro. En primer lugar se ha establecido una relación funcional entre caudal y salinidad, que ha permitido posteriormente separar el efecto del caudal sobre las tendencias establecidas. Además se han comparado métodos paramétricos y no paramétricos de evaluación de las tendencias que han permitido cuantificar de forma más robusta las tendencias de salinidad. En último término se han cuantificado las tendencias de salinidad para el período 1975-1990 y en las estaciones que se disponía de datos (6 en total) para el período 1961-1990.

Una de las conclusiones más importantes obtenidas es que las variaciones de salinidad dependen fuertemente del período de datos analizado y en particular de las condiciones iniciales y finales de los mismos y que las tendencias no son aditivas. La extrapolación de las tendencias hacia el futuro deben hacerse teniendo como base las condiciones específicas sobre el comportamiento de la salinidad y las variables que la influyen durante el período o períodos analizados; de otro modo puede llegarse a resultados completamente irreales y/o a una inadecuada interpretación de los mismos. Los aumentos de salinidad son bajos en la cabecera del río (< 3 mg·L⁻¹ para el período 1961-90 y < 4.5 mg·L⁻¹ para el período 1975-90) aumentando en la parte media hasta valores de 30 mg·L⁻¹·año⁻¹ para el período 1975-90 y disminuyendo en la parte media-baja del río a valores de 8.3 y 13.5 mg·L⁻¹·año⁻¹ para los períodos 1961/90 y 1975/90 respectivamente.

Para evaluar y cuantificar el posible aumento de salinidad del río Ebro debido al desarrollo del regadío en Monegros II se ha utilizado el modelo conceptual hidrosalino de retornos de riego (Tanji, 1977) que se ha modificado para incluir la eficiencia en el lavado de sales solubles mediante la introducción de una sencilla ecuación empírica cuyo funcionamiento se ha analizado utilizando datos de dos ensayos: uno en laboratorio y otro en campo. Se han planteado distintos escenarios de desarrollo y manejo del regadío y se ha evaluado el efecto, durante años sucesivos, sobre la salinidad del río Ebro de una introducción instantánea y gradual del regadío para tres

situaciones (i) sin interacción con freáticos, (ii) considerando la posibilidad de interacción con los freáticos salinos existentes y/o que pudieran establecerse debido al riego y (iii) interacción con un estrato geológico de salinidad elevada.

Los resultados obtenidos permiten concluir que para la situación mas realista de un desarrollo del regadío del 60% y manejo eficiente del riego el impacto sobre el Ebro sería de bajo a moderado: incrementos iniciales de entre el 9% y el 21%, e incrementos inferiores al 8% en régimen permanente. Por el contrario, bajo condiciones de manejo ineficiente del riego el impacto podría ser mucho más negativo: incrementos iniciales de entre el 11 y el 30%, e incrementos del 15% en régimen permanente. En conclusión, un manejo eficiente del riego es la clave para minimizar el impacto potencial del regadío de Monegros II sobre la salinidad del río Ebro.

RESUM

Les aigües naturals contenen sals dissoltes que procedeixen dels materials amb els que han estat en contacte. Tant l'ús de l'aigua, com l'alteració del cicle hidrològic condueixen generalment a un augment en la concentració salina de l'aigua, degut als processos de evapo-concentració i de dissolució dels minerals amb els que entra en contacte (Alberto y Aragüés, 1986). L'augment del consum d'aigua en una Conca condueix generalment a la seva salinització, especialment si aquesta Conca està localitzada en àrees de règim àrid o semiàrid, com la Conca de l'Ebre, on les sals d'origen geològic no han estat mobilitzades degut a la baixa pluviometria.

La Conca de l'Ebre, situada al nord-est d'Espanya, té una superfície de 85 400 Km², amb una superfície en regadiu de 769 929 ha, de les quals més de 300 000 presenten problemes de salinitat i/o sodicitat (Alberto et al. 1986). La transformació en regadiu del sistema Monegros II, localitzat a la Conca mitja de l'Ebre (comunitat autònoma d'Aragó), s'ha qüestionat com un regadiu els fluxes de retorn del qual podrien induir a un increment potencial de la salinitat del riu Ebre i al subsegüent cost afegit en els diferents usos urbans, industrials i agrícoles d'aquestes aigües.

Els objectius d'aquest treball són establir les tendències de salinitat dels rius més importants de la Conca de l'Ebre i quantificar l'impacte potencial del sistema de reg Monegros II sobre la salinitat del riu Ebre.

S'han analitzat les tendències de salinitat en setze estacions de la Conca de l'Ebre. En primer lloc s'ha establert una relació funcional entre cabal i salinitat, que ha permès posteriorment separar l'efecte del cabal sobre les tendències establertes. A més, s'han comparat mètodes paramètrics i no paramètrics d'avaluació de les tendències que han permès quantificar de forma més robusta les tendències de salinitat. Per últim, s'han quantificat les tendències de salinitat per al període 1975-1990 i en les estacions en què es disposava de dades per al període 1961-1990.

Una de les conclusions més importants obtingudes és que les variacions de salinitat depenen fortament del període de dades analitzades i en particular de les condicions inicials i finals d'aquestes i que les tendències no són aditives. L'extrapolació de les tendències cap al futur han de fer-se tenint com a base les condicions específiques sobre el comportament de la salinitat i les variables que hi influeixen durant el període o períodes analitzats; d'una altra forma es pot arribar a resultats completament irrealistes i/o a una inadequada interpretació dels mateixos. Els augments de salinitat són baixos a la capçalera del riu ($< 3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ per al període 1961-90 i $< 4.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ per al període 1975-90) augmentat a la part mitja fins a valors de $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{any}^{-1}$ per al període 1975-90 i disminuint a la part mitja-baixa del riu a valors de 8.3 y $13.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{any}^{-1}$ per als períodes 1961/90 i 1975/90 respectivament.

Per tal d'avaluar i quantificar el possible augment de salinitat en el tram mig del riu Ebre degut al desenvolupament del sistema de reg de Monegros II s'ha utilitzat el model conceptual hidrossalí de retorns de reg (Tanji, 1977) que s'ha modificat per tal d'incloure l'eficiència en el rentat de sals solubles mitjançant la introducció d'una senzilla equació empírica, el funcionament de la qual s'ha analitzat utilitzant dades de dos assatjos, un en laboratori i un altre en camp. S'han plantejat diferents escenaris de desenvolupament i maneig del regadiu i s'ha avaluat l'efecte durant anys successius, sobre la salinitat del riu Ebre d'una introducció instantània i gradual del regadiu per a tres situacions (i) sense interacció amb freàtics, (ii) considerant la possibilitat d'interacció amb els freàtics salins existents i/o que es poguessin establir degut al reg i (iii) interacció amb un extracte geològic de salinitat elevada.

Els resultats obtinguts permeten concloure que per a la situació més realista d'un desenvolupament del regadiu del 60% i maneig eficient del reg l'impacte sobre l'Ebre seria de baix a moderat: increments inicials d'entre el 9% i el 21%, i increments inferiors al 8% en règim permanent. Contràriament, sota condicions de maneig ineficient del reg l'impacte podria ser molt més negatiu: increments inicials d'entre el 11 i el 30%, i increments del 15% en règim permanent. En conclusió, un maneig eficient del regadiu és la clau per tal de minimitzar l'impacte potencial del regadiu de Monegros II sobre la salinitat del riu Ebre.

SUMMARY

The use of water and the changes of the hydrological cycle usually increase its saline concentration due to the processes of evapo-concentration and mineral weathering. In general, an increase in the consumptive use of water in a basin leads to an increase in the salinity of the rivers, especially if the basin is located in arid or semiarid areas, as is the case of the Ebro river Basin.

The Ebro river basin, located in northwest Spain, has an area of 85 400 Km², with 769 929 ha under irrigation and more than 300 000 affected by salinity and/or sodicity. The new Monegros II irrigation district, located in the middle of this basin, has been questioned due to the potential salinization of the Ebro river as a consequence of their irrigation return flows.

The objectives of this work are to analyze the present trends of water salinization of the most important rivers in the Ebro basin and to quantify the potential impact of the Monegros II irrigation district on the salinity of the Ebro river.

A trend analysis of salinity was performed in sixteen gauging stations of the Ebro river basin. First, the functional relationship between salinity and flow was established in each station. These relations were used to separate the effect of flow on the established trends. Parametric and non-parametric trend methods were compared in order to make the most robust estimations of the trends. These trends were quantified for the periods 1975-1990 and 1961-1990.

Salinity trends are non-additive and depend strongly on the analyzed period and, in particular, on the initial and final conditions. So, an extrapolation of the trends towards the future must be based in a sound knowledge of the specific behavior of salinity and the variables that can influence it during the period considered. Annual increases of salinity are low upward in the river ($< 3 \text{ mg L}^{-1}$ for the period 1961-90 and $< 4.5 \text{ mg L}^{-1}$ for the period 1975-90) rising up in the middle reaches to $30 \text{ mg L}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for the period 1975-90 and decreasing in the lower reaches to values of 8.3 and $13.5 \text{ mg L}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for the periods 1961-90 and 1975-90 respectively.

The conceptual irrigation return flow hydrosalinity model (Tanji, 1997), with the inclusion of a salt leaching efficiency equation, was used to evaluate the potential effect of the Monegros II irrigation district on the salinity of the middle Ebro river. Different scenarios of acreage development and water management in Monegros II were studied considering an instantaneous and a gradual introduction of irrigation. The cases studied were: (i) no interaction of the return flows with the groundwaters, (ii) interaction with groundwaters, and (iii) interaction with a highly saline geological substrate.

For the most realistic situation (development of 60% of the total irrigated area and efficient irrigation management) the impact of Monegros II in the salinity of the Ebro river will be from low to moderate: initial increases in salinity (from the present situation) between 9 and 21% and long-term (steady state regime) increases below 8%. On the other hand, for the scenario of an inefficient irrigation management, the salinity increases of the Ebro river could be much higher: 11 to 30% for the first years and 15% for the steady state regime. The conclusion is that a proper irrigation management in Monegros II is the key factor for controlling the potential salinization of the Ebro river.

**INDICE****Pág.****MEMORIA**

1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANÁLISIS DE LAS TENDENCIAS DE SALINIDAD DE LAS AGUAS SUPERFICIALES DE LA CUENCA DEL EBRO	7
2.1 INTRODUCCIÓN	9
2.2 ANTECEDENTES	9
2.2.1 Relación caudal – salinidad	11
2.2.1.1 Ecuaciones matemáticas	12
2.2.1.2 Modelización dinámica	14
2.2.1.3 Histéresis	15
2.2.2 Periodicidad	18
2.2.3 Análisis de Tendencias	19
2.3 LA CUENCA DEL EBRO	22
2.4 METODOLOGÍA	25
2.4.1 Relación caudal (<i>Q</i>) – salinidad (<i>CE</i>)	25
2.4.1.1 Estabilidad Temporal	28
2.4.1.2 Histéresis	29
2.4.2 Análisis de Tendencias	29
2.4.2.1 Regresión Lineal	29
2.4.2.2 Método de Kendall	30
2.4.3 Relación Conductividad eléctrica (<i>CE</i>) – Sólidos Disueltos Totales (<i>SDT</i>)	35
2.5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	35
2.5.1 Relación caudal (<i>Q</i>) – salinidad (<i>CE</i>)	35
2.5.1.1 Estabilidad Temporal	47
2.5.1.2 Histéresis	51
2.5.1.3 Variación de la <i>CE</i> debida a la variación del caudal	57
2.5.2 Análisis de Tendencias	59
2.5.2.1 Regresión Lineal	59
2.5.2.2 Método de Kendall	64
2.5.2.3 Comparación de las tendencias establecidas mediante regresión y el método estacional de Kendall	66
2.5.3 Evaluación de las tendencias – Descomposición de las variaciones	69
2.5.3.1 Período Octubre de 1961 a Septiembre de 1990	70
2.5.3.1.1 Descomposición de la variación de <i>CE</i>	70
2.5.3.1.2 Variación estacional	71
2.5.3.1.3 Variación anual	74
2.5.3.2 Período Octubre de 1975 a Septiembre de 1990	78
2.5.3.2.1 Descomposición de la variación de <i>CE</i>	78
2.5.3.2.2 Variación estacional	79
2.5.3.2.3 Variación anual	86

2.5.4 Pasado, presente y futuro de la salinidad de las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro	92
2.6. CONCLUSIONES	99
2.6.1 Relación caudal (Q) – salinidad (CE).....	99
2.6.2. Análisis de Tendencias	100
3. EFICIENCIA EN EL LAVADO DE LAS SALES SOLUBLES DEL SUELO	105
3.1. INTRODUCCIÓN	107
3.2. TEORÍA	107
3.2.1. Características del parámetro k	110
3.3. ENSAYOS DE LAVADO	113
3.3.1. Lavado de columnas de suelo en laboratorio	114
3.3.1.1. Diseño experimental y metodología	114
3.3.1.2. Resultados y Discusión	117
3.3.1.2.1. Ecuaciones de lavado: aproximación CP	117
3.3.1.2.2. Ecuaciones de lavado: aproximación TSS	123
3.3.1.2.3. Comparación de las aproximaciones CP y TSS	129
3.3.2. Lavado en la triple línea de aspersión (TLA)	131
3.3.2.1. Diseño experimental y metodología	131
3.3.2.2. Resultados y Discusión	133
3.3.2.2.1. Salinidad inicial del suelo	133
3.3.2.2.2. Volumen y salinidad del agua aplicada	135
3.3.2.2.3. Humedad del suelo durante el proceso del lavado	136
3.3.2.2.4. Ecuaciones de lavado. Sondas de Succión	139
3.3.2.2.5. Ecuaciones de lavado. Sensor electromagnético	143
3.3.3. Comparación de los resultados obtenidos en las columnas de laboratorio y en la triple línea de aspersión	152
3.4. CONCLUSIONES	154
4. ESTIMACIÓN DEL VOLUMEN Y SALINIDAD DE LOS FLUJOS DE RETORNO DEL SISTEMA DE RIEGO MONEGROS II Y SU IMPACTO SOBRE LA SALINIDAD DEL RÍO EBRO	157
4.1. INTRODUCCIÓN	159
4.2. ANTECEDENTES	161
4.2.1. Factores que afectan a la calidad de los flujos de retorno	161
4.2.2. Caracterización de los flujos de retorno	162
4.2.3. Control de la salinidad de los flujos de retorno y su impacto en los cauces receptores	164
4.2.4. Modelos de simulación	166
4.3. DESCRIPCIÓN DEL MODELO <i>CIRFLE</i>	169
4.3.1. Descripción del submodelo hidrológico	170
4.3.2. Descripción del submodelo salino	175

4.4 VALIDACIÓN DEL <i>CIRFLE</i> EN EL POLÍGONO DE RIEGO DE BARDENAS I	183
4.4.1. Material y Métodos	183
4.4.1.1. Entradas al modelo	184
4.4.1.1.1. Delimitación de áreas homogéneas de salinidad	188
4.4.1.2. Salidas del modelo	191
4.4.2. Resultados de la aplicación del modelo en Bardenas I	194
4.5. EVALUACIÓN DEL MODELO <i>CIRFLE</i>	197
4.5.1. Metodología	
4.5.1.1. Análisis de sensibilidad	197
4.5.1.2. Efecto de la concentración salina del agua de riego sobre la salinidad de los retornos	201
4.5.2. Resultados y Discusión	202
4.5.2.1. Análisis de sensibilidad	202
4.5.2.2. Efecto de la concentración salina del agua de riego sobre la salinidad de los retornos	211
4.6 APLICACIÓN DEL <i>CIRFLE</i> EN MONEGROS II: PREDICCIÓN DEL VOLUMEN Y SALINIDAD DE LOS FLUJOS DE RETORNO DEL RIEGO	214
4.6.1. Metodología	214
4.6.2. Resultados y Discusión	219
4.6.2.1. Introducción instantánea del regadío	221
4.6.2.2. Dinámica de la introducción instantánea del regadío	224
4.6.2.3. Introducción gradual del regadío	226
4.6.2.4. Interacción con los freáticos	228
4.7. IMPACTO DEL REGADÍO DE MONEGROS II SOBRE LA SALINIDAD DEL RÍO EBRO	230
4.7.1. Metodología	230
4.7.2. Resultados y Discusión	232
4.7.2.1. Efecto de la detracción de agua para riego	232
4.7.2.2. Efecto de la introducción instantánea del regadío	234
4.7.2.3. Efecto dinámico de la introducción instantánea del regadío	238
4.7.2.4. Introducción gradual del regadío	241
4.7.2.5. Interacción con los freáticos	244
4.7.2.6. Disolución de sales del subsuelo	247
4.8. CONCLUSIONES	248
4.8.1. Sobre el modelo <i>CIRFLE</i>	248
4.8.2. Sobre la aplicación del <i>CIRFLE</i> en Monegros II	250
4.8.2.1. Introducción instantánea del regadío	250
4.8.2.2. Introducción gradual del regadío	251
4.8.3. Sobre el efecto del regadío de Monegros II en la salinidad del río Ebro	251
4.8.3.1. Introducción instantánea del regadío	252
4.8.3.2. Introducción gradual del regadío	253
4.8.3.3. Interacción con freáticos	254

4 8 3 4 Disolución de sales del subsuelo	255
4 8 3 5 Comparación de escenarios	255
5 . REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	259

ANEJOS

Anejo 1. LISTADO DEL PROGRAMA KENDALL	277
Anejo 2. SALIDAS PRUEBA DE KENDALL	285
Anejo 3. LAVADO DE LA TRIPLE LÍNEA DE ASPERSIÓN	329
Anejo 4. LISTADO DEL PROGRAMA <i>CIRFLE</i>	335

ÍNDICE DE TABLAS**Pág.**

Tabla 2.1. Estaciones analizadas, con el número asignado en la red de Control de Calidad (red COCA, Ministerio de Obras Públicas) y el periodo de duración de la serie de datos.....	26
Tabla 2.2. Prueba χ^2 de homogeneidad entre estaciones de control desarrollado por van Belle y Hughes (1984) M denota el número de estaciones de control y K el número de meses.....	34
Tabla 2.3. Valores estimados y errores estándar de los parámetros a y b de la ecuación 1CE_t ($dS \cdot m^{-1}$) = $a Q_t^b$ ($m^3 \cdot s^{-1}$) o 2CE_t ($dS \cdot m^{-1}$) = $a Q_{t-1}^b$ ($m^3 \cdot s^{-1}$) y coeficientes de determinación (r^2) de la regresión lineal entre los valores de CE observados y los estimados mediante las ecuaciones anteriores. Período de datos indicado en Tabla 2.1 N es el número de pares de observaciones.....	42
Tabla 2.4. Matriz de correlaciones entre los parámetros a y b y los siguientes estadísticos de la CE : media, desviación estándar, rango, coeficiente de variación y media ponderada por el caudal. Período de datos indicado en Tabla 2.1.....	45
Tabla 2.5. Estabilidad temporal de la relación 1CE ($dS \cdot m^{-1}$) = $a Q_t^b$ ($m^3 \cdot s^{-1}$) o 2CE ($dS \cdot m^{-1}$) = $a Q_{t-1}^b$ ($m^3 \cdot s^{-1}$). Entre paréntesis se dan los errores estándar de las estimas y en la última columna los valores del estadístico F y su significación.....	47
Tabla 2.6. Valores estimados y errores estándar de los parámetros a y b de la ecuación 1CE_t ($dS \cdot m^{-1}$) = $a \cdot Q_t^b$ ($m^3 \cdot s^{-1}$) o 2CE_t ($dS \cdot m^{-1}$) = $a \cdot Q_{t-1}^b$ ($m^3 \cdot s^{-1}$) y coeficientes de determinación (r^2) de la regresión lineal entre los valores de CE observados y los estimados mediante las ecuaciones anteriores. Período octubre de 1975 a septiembre de 1990. N es el número de pares de datos.....	49
Tabla 2.7. Matriz de correlaciones entre los parámetros a y b y los siguientes estadísticos de la CE : media, desviación estándar, rango, coeficiente de variación y media ponderada por el caudal. Período octubre de 1975 a septiembre de 1990.....	51
Tabla 2.8. Resultados de la prueba F de igualdad de rectas de regresión realizada sobre las ecuaciones ajustadas para caudales ascendentes y caudales descendentes en la estaciones analizadas.....	55
Tabla 2.9. Análisis de tendencias mediante regresión lineal. Variación media mensual de CE (ΔCE , $dS \cdot m^{-1} \cdot mes^{-1} \cdot 10^{-3}$), CE_{aj} (ΔCE_{aj} , $dS \cdot m^{-1} \cdot mes^{-1} \cdot 10^{-3}$) y caudal (ΔQ , $m^3 \cdot s^{-1} \cdot mes^{-1}$) con sus errores de estimación entre paréntesis. Período de datos indicado en Tabla 2.1.....	60
Tabla 2.10. Análisis de tendencias mediante regresión lineal. Variación media mensual de CE (ΔCE , $dS \cdot m^{-1} \cdot mes^{-1} \cdot 10^{-3}$), CE_{aj} (ΔCE_{aj} , $dS \cdot m^{-1} \cdot mes^{-1} \cdot 10^{-3}$) y caudal (ΔQ , $m^3 \cdot s^{-1} \cdot mes^{-1}$) con sus errores de estimación entre paréntesis. Período octubre de 1975 a septiembre de 1990.....	63



Tabla 2.11. Análisis de tendencias mediante el estimador estacional de Kendall. Variación media anual de CE (ΔCE , $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}\cdot 10^{-3}$), CE_{aj} (ΔCE_{aj} , $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}\cdot 10^{-3}$) y caudal (ΔQ , $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$). P_{aj} es el porcentaje de variación de CE_{aj} sobre la variación de CE . Periodo de datos Tabla 2.1	64
Tabla 2.12. Análisis de tendencias mediante el estimador estacional de Kendall. Variación media anual de CE (ΔCE , $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}\cdot 10^{-3}$), CE_{aj} (ΔCE_{aj} , $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}\cdot 3\cdot 10^{-3}$) y caudal (ΔQ , $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$). P_{aj} es el porcentaje de variación de CE_{aj} sobre la variación de CE . Periodo octubre de 1975 a septiembre de 1990.	65
Tabla 2.13. Factor de conversión (f) de la relación SDI ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) = $f \cdot CE$ ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$), obtenido en las dieciséis estaciones analizadas. La segunda y tercera columnas presentan, respectivamente, los aniones y cationes preponderantes en las aguas de cada estación	69
Tabla 2.14. Variación media anual estimada del SDT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) para cada uno de los meses del año durante el período octubre de 1961 a septiembre de 1990. Sólo se incluyen los valores significativamente diferentes de cero ($P<0.05$)	72
Tabla 2.15. Variación media anual estimada del SDI_{aj} ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) para cada uno de los meses del año durante el período octubre de 1961 a septiembre de 1990. Sólo se incluyen los valores significativamente diferentes de cero ($P<0.05$)	73
Tabla 2.16. Variación media anual estimada del Caudal ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) para cada uno de los meses del año durante el período octubre de 1961 a septiembre de 1990. Sólo se incluyen los valores significativamente diferentes de cero ($P<0.05$)	74
Tabla 2.17. Variaciones acumuladas de CE ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$), CE_{aj} ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$), Q ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$), SDT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), SDI_{aj} ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) y SDT_q ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) para el período octubre de 1961 a septiembre de 1990 en las seis estaciones indicadas en la primera columna. En paréntesis se dan los porcentajes de la variación total del SDT atribuidos a SDT_{aj} y SDI_q	75
Tabla 2.18. Porcentaje de variación de la CE explicado mediante desagregación en sus dos componentes $CE_{aj}+CE_q$ utilizando para esta última componente la media (Q_{media}) y la mediana ($Q_{mediana}$) del caudal.	79
Tabla 2.19. Resultados de la prueba χ^2 de homogeneidad para las seis estaciones localizadas sobre el río Ebro. Período de octubre de 1975 a septiembre de 1990.	80
Tabla 2.20. Variación media anual estimada del SDT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) para cada uno de los meses del año durante el período octubre de 1975 a septiembre de 1990. Sólo se presentan los valores diferentes significativamente de cero ($P<0.05$)	81
Tabla 2.21. Variación media anual estimada del SDT_{aj} ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) para cada uno de los meses del año durante el período de octubre de 1975 a septiembre de 1990. Solo se presentan los valores significativamente diferentes de cero ($P<0.05$)	83
Tabla 2.22. Variación media anual estimada del Caudal ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) para cada uno de los meses del año durante el período de octubre de 1975 a septiembre de 1990. Solo se presentan los valores significativamente diferentes de cero ($P<0.05$)	84

Tabla 2.23. Variaciones acumuladas de CE ($dS\ m^{-1}$), CE_{aj} ($dS\ m^{-1}$), Q ($m^3\ s^{-1}$), SDT ($mg\ L^{-1}$), SDT_{aj} ($mg\ L^{-1}$) y SDT_q ($mg\ L^{-1}$) para el período octubre de 1975 a septiembre de 1990 en las estaciones indicadas en la primera columna	87
Tabla 2.24. Variación media anual y acumulada de la CE y el caudal durante el período octubre de 1961 a septiembre de 1975	88
Tabla 2.25. Variación media anual estimada de SDI ($mg\ L^{-1}$), SDT_{aj} ($mg\ L^{-1}$) y Q ($m^3\ s^{-1}$) en las estaciones analizadas para los períodos octubre de 1961 a septiembre de 1990 y octubre de 1975 a septiembre de 1990	93
Tabla 2.26. Valor medio anual del SDI ($mg\ L^{-1}$) durante los años 1975 y 1990 y estimaciones para el año 2020 efectuadas para tres escenarios: (A) Comportamiento del SDT semejante al del período 1975-1990, (B) Comportamiento del SDT_{aj} semejante al del período 1975-1990 (sin variación del caudal) y (C) Comportamiento del SDT semejante al del período 1961-1990	95
Tabla 2.27. Mes de Agosto. SDT ($mg\ L^{-1}$) durante los años 1975 y 1990 y estimaciones para el año 2020 efectuadas para tres escenarios: (A) Comportamiento del SDT semejante al del período 1975-1990, (B) Comportamiento del SDT_{aj} semejante al del período 1975-1990 (sin variación del caudal) y (C) Comportamiento del SDT semejante al del período 1961-1990	96
Tabla 3.1. Lavado de columnas de suelo en laboratorio. Características de los suelos estudiados	114
Tabla 3.2. Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación CP) Valores estimados del parámetro k para los distintos iones en los suelos CU y HN obtenidos en base a la concentración del percolado. Entre paréntesis se dan los errores de estimación	118
Tabla 3.3. Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación TSS) Valores estimados del parámetro D_o para los distintos iones en los suelos CU y HN , de la ecuación $\frac{M}{M_o} = \frac{k}{((D_l - D_o)/D_s) + k}$ considerando el total de sales solubles en el suelo	124
Tabla 3.4. Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación TSS) Valores estimados del parámetro k para los distintos iones en los suelos CU y HN obtenidos en base a la masa total de sales solubles en el suelo. Entre paréntesis se dan los errores de estimación	126
Tabla 3.5. Lavado en la triple línea de aspersión. Volumen y CE del agua de riego y volumen de la precipitación (P) medidos en cada fecha de riego y tratamiento salino ($P1$ a $P8$). En la última fila se presenta la CE media ponderada por el volumen del agua de riego y precipitación	135
Tabla 3.6. Lavado en la triple línea de aspersión. Media, desviación estándar y coeficiente de variación de los valores de humedad volumétrica (θ_v) medidos con sonda de neutrones a distintas profundidades en los tratamientos $P2$, $P4$, $P6$ y $P8$ durante los períodos del 16 de septiembre al 14 de noviembre y del 25 de septiembre al 4 de noviembre	138

Tabla 3.7. Lavado en la triple línea de aspersión. Altura de agua total aplicada (cm), CE inicial de la solución del suelo (CE_{ss} , $dS\ m^{-1}$) y valores estimados del coeficiente K_{ss} para los distintos tratamientos deducidos a partir de la CE_{ss} medida en las soluciones extraídas con las sondas de succión y considerando una profundidad de suelo de 1m. Entre paréntesis se dan los errores de estimación del parámetro K_{ss}	141
Tabla 3.8. Lavado de la triple línea de aspersión. Valores estimados de k y de p (caso a) y coeficientes de determinación (r^2) entre los valores observados y estimados de EM_H/EM_{Ho}^{-1} para cada uno de los ocho tratamientos $P1$ a $P8$ y para el conjunto de los mismos. Estos valores se han deducido para los casos a (ajuste de k y p), b (ajuste de k con $p=0.369$) y c (ajuste de k con $p=1$).....	149
Tabla 3.9. Lavado en la triple línea de aspersión. Altura total de agua aplicada y valores de k , estimados con el sensor electromagnético (EM_H) para un valor de $p = 0.369$, en cada uno de los ocho tratamientos. En la última columna se presenta el valor estimado de k_{ss} a partir de los datos recogidos de las sondas de succión. Entre paréntesis se dan los errores estándar de estimación.....	150
Tabla 3.10. Resumen de los valores de k estimados para la CE en los experimentos de lavado de columnas de suelo en laboratorio (k_{CP}) y lavado en la triple línea de aspersión (k_{ss} estimas a partir de la sonda de succión; k_{EMH} estimas a partir del sensor electromagnético).....	153
Tabla 4.1. Descripción matemática del submodelo hidrológico del <i>CIRFLE</i>	173
Tabla 4.2. Descripción de los símbolos utilizados en el submodelo hidrológico del <i>CIRFLE</i> . Las variables y parámetros de entrada al modelo se presentan en negrita.....	174
Tabla 4.3. Descripción matemática del submodelo salino del <i>CIRFLE</i>	180
Tabla 4.4. Descripción de los símbolos utilizados en el submodelo salino del <i>CIRFLE</i> . Las variables y parámetros de entrada al modelo se presentan en negrita.....	182
Tabla 4.5. Validación del modelo <i>CIRFLE</i> en Bardenas I. Variables y parámetros de entrada al modelo <i>CIRFLE</i> en Bardenas I durante el año hidrológico 1991/92 para el regadío y el secano.....	190
Tabla 4.6. Validación del modelo <i>CIRFLE</i> en Bardenas I. Volumen de agua (Q), concentración salina (SDT) y masa de sales (M) en los puntos de control de los desagües para el año hidrológico 1991/92.....	193
Tabla 4.7. Validación del modelo <i>CIRFLE</i> en Bardenas I. Volumen (Q), masa de sales (M) y concentración salina (C) estimados por el modelo durante el año hidrológico 1991/92 en suelos con distintos niveles de salinidad (CE_e). En la última fila se presenta para los distintos niveles de salinidad, la concentración media (C_m) para el total de regadío y secano.....	195
Tabla 4.8. Validación del modelo <i>CIRFLE</i> en Bardenas I. Volumen (Q), masa de sales (M) y concentración salina (C) estimados por el modelo, medidos en los desagües controlados y corregidos teniendo en cuenta el balance de agua y sales realizado sobre el río Riguel. Se presenta asimismo la diferencia porcentual entre los valores estimados y medidos.....	196

Tabla 4.9. Análisis de sensibilidad. Parámetros y variables de entrada al modelo utilizados en la evaluación del sistema y en la aplicación del modelo <i>CIRFLE</i> en Monegros II. Los valores están referidos a una superficie de 1 ha	199
Tabla 4.10. Evaluación del sistema. Necesidades de lavado (<i>NL</i>) y volumen de agua de riego óptimo (Q_{div} , $m^3 \cdot ha^{-1}$), en función de la conductividad eléctrica del agua de riego (CE_{ar}) y el tipo de cultivo. En la primera columna se presentan los valores de ET_c estimados para los distintos cultivos utilizando los datos climáticos de la estación de Bujaraloz	211
Tabla 4.11. Aplicación del <i>CIRFLE</i> a Monegros II. Superficie ocupada (ha) por los suelos con niveles de salinidad N_0 , N_1 , N_2 y N_3 (valores de CE en $dS \cdot m^{-1}$) en los 22 sectores de riego de Monegros II	216
Tabla 4.12. Aplicación del <i>CIRFLE</i> a Monegros II. Superficie (ha) ocupada por cada uno de los grupos de suelos identificados para la aplicación del <i>CIRFLE</i>	217
Tabla 4.13. Aplicación del <i>CIRFLE</i> a Monegros II. Superficies para los distintos niveles de salinidad utilizadas en la aplicación del <i>CIRFLE</i> a Monegros II para una introducción gradual del regadío en un plazo de veinte años. En la última columna se presentan los sectores a los que corresponden las distintas superficies	220
Tabla 4.14. Aplicación del <i>CIRFLE</i> a Monegros II. Manejo del agua en el polígono bajo las hipótesis consideradas	221
Tabla 4.15. Aplicación del <i>CIRFLE</i> a Monegros II. Predicciones del volumen de agua (Q_{sif}), sólidos disueltos totales (C_{sif}) y masa de sales (M_{sif}) de los flujos de retorno del riego de Monegros II asumiendo dotaciones de riego de 8625 y 10000 $m^3 \cdot ha^{-1}$ para un desarrollo hipotético del regadío del 100, 60 y 20 % del total regable. Valores deducidos para el primer año después de la puesta en riego	222
Tabla 4.16. Aplicación del <i>CIRFLE</i> a Monegros II. Masa de sales estimada en la estación de aforos nº231 de la Confederación Hidrográfica del Ebro en el barranco de Valcuerna para el régimen natural (RN) y el regadío durante los años 1986 a 1990, (adaptado de Berga, 1993)	223
Tabla 4.17. Impacto del regadío de Monegros II. Efecto de la detracción de agua para el riego en Monegros II sobre el aporte (Q), la concentración media (C) y la masa de sales (M) del río Ebro en tres estaciones de referencia. Valores calculados para unos desarrollos del riego en Monegros II del 100, 60 y 20 %, y para unos volúmenes aplicados de agua de riego de 8625 y 10000 $m^3 \cdot ha^{-1}$	233
Tabla 4.18. Impacto del regadío de Monegros II. Efecto aporte de los retornos de Monegros II estimados por el <i>CIRFLE</i> (ver Tabla 4.15) sobre el aporte (Q), la concentración media (C) y la masa de sales (M) de las tres estaciones de referencia del Ebro para el primer año después de la puesta en riego. Valores calculados para unos desarrollos instantáneos del riego en Monegros II del 100, 60 y 20%, y para unos volúmenes aplicados de agua de riego de 8625 y 10000 $m^3 \cdot ha^{-1}$	234



Tabla 4.19. Impacto del regadío de Monegros II Efecto conjunto de la detracción de agua y el aporte de los retornos de Monegros II sobre el aporte (Q), la concentración media (C) y la masa de sales (M) de las tres estaciones de referencia para el primer año después de la puesta en riego. Valores calculados para unos desarrollos instantáneos del riego en Monegros II del 100, 60 y 20 %, y para unos volúmenes aplicados de agua de riego de 8625 y 10000 m ³ ·ha ⁻¹	236
Tabla 4.20. Impacto del regadío de Monegros II Evolución de la concentración salina media anual (C , mg·L ⁻¹) para una introducción instantánea del regadío (año 0) de Monegros II, en las estaciones de referencia de Sástago, Mequinenza y Ribarroja. Valores calculados para unos desarrollos del regadío del 100, 60 y 20%, y para unas dotaciones de riego de 8625 y 10000 m ³ ·ha ⁻¹	240
Tabla 4.21. Impacto del regadío de Monegros II Valores de salinidad del río Ebro en Sástago, Mequinenza y Ribarroja en el año 1 y año 50 después de la introducción instantánea del regadío en Monegros II considerando no interacción con los freáticos e interacciones con los freáticos en un 25%, 50% y 100% de la superficie regable de Monegros II. Valores calculados para un desarrollo del regadío del 100, 60 y 20 %, y para unas dotaciones del riego de 8625 y 10000 m ³ ·ha ⁻¹	245
Tabla 4.22. Impacto del regadío de Monegros II sobre la salinidad del tramo medio inferior del Ebro. Aumento porcentual de la concentración salina respecto a la salinidad media del período 1975-1990 para los distintos escenarios analizados.	256

ÍNDICE DE FIGURAS**Pág.**

Figura 2.1. Relación entre el caudal de un río y su concentración salina (adaptada de O'Connor, 1976) Q_o es el caudal umbral y C_g y C_s las concentraciones de las componentes subterránea y superficial respectivamente	14
Figura 2.2. Histéresis en la relación entre caudal y salinidad (adaptada de Gunnerson, 1967).....	16
Figura 2.3. Fenómeno de histéresis anual en la relación entre caudal y concentración en el río Snake en Wawawai (adaptada de Gunnerson, 1967) El número hace referencia al número del mes (1=enero; 12=diciembre)	17
Figura 2.4. Localización de las estaciones analizadas sobre la Cuenca del Ebro junto con las zonas de regadío actuales y previstas en el futuro	23
Figura 2.5. Evolución con el tiempo del caudal ($m^3 \cdot s^{-1}$) y la CE ($dS \cdot m^{-1}$, $25^\circ C$) en las estaciones analizadas	36
Figura 2.6. Relación entre caudal ($m^3 \cdot s^{-1}$) y CE ($dS \cdot m^{-1}$, $25^\circ C$) instantáneos mensuales en las estaciones analizadas	39
Figura 2.7. Relación entre los parámetros a y b de la ecuación de regresión $CE_t = aQ^{b_{t-m}}$, donde m indica el retraso Período de datos indicado en Tabla 2.1	43
Figura 2.8. Relación entre los parámetros a y b de la ecuación de regresión $CE_t = aQ^{b_{t-m}}$ y el valor medio (CE_{media}), el coeficiente de variación (CV , %) y el rango entre cuartiles de la CE . Período de datos indicado en Tabla 2.1	46
Figura 2.9. Relación entre la CE y el caudal para los períodos octubre de 1961 a septiembre de 1975 y octubre de 1975 a septiembre de 1990, para las estaciones localizadas en los ríos (a) Ebro en Zaragoza, (b) Ebro en Flix-Ascó, (c) Cinca en Fraga y (d) Noguera Ribagorzana en La Piñana	48
Figura 2.10. Relación entre los parámetros a y b de la ecuación de regresión $CE_t = a \cdot Q^{b_{t-m}}$, donde m indica el retraso. Período octubre de 1975 a septiembre de 1990	50
Figura 2.11. Histéresis Relación entre el caudal y la CE para los distintos meses del año en las estaciones analizadas	52
Figura 2.12. Variación de la CE con el caudal (dCE/dQ) en función del caudal en las estaciones localizadas en el río Ebro Las líneas verticales representan el caudal medio de cada estación	58
Figura 2.13. Relación entre las variaciones medias anuales de CE , CE_{aj} y Q estimadas mediante regresión lineal y el estimador estacional de Kendall	68
Figura 2.14. Relación entre la variación media anual estimada de CE y la suma de las variaciones estimadas de CE_{aj} y la de CE debida al caudal (CE_q) para el valor medio (triángulos) y la mediana (cuadrados) de Q en las distintas estaciones. Período octubre de 1961 a septiembre de 1990.....	70
Figura 2.15. Evolución con el tiempo de SDT , SDT_{aj} y SDT_q ($mg L^{-1}$) durante el período octubre de 1961 a septiembre de 1990	77

Figura 2.16. Relación entre la variación media anual estimada de CE y la suma de las variaciones estimadas de CE_{aj} y la de CE debida al caudal (CE_q) para el valor medio (triángulos) y la mediana (cuadrados) de Q en las distintas estaciones. Período octubre de 1975 a septiembre de 1990.	78
Figura 2.17. Variación media mensual de CE en las distintas estaciones. Estimador estacional de Kendall. Período octubre 1975 a septiembre de 1990.	82
Figura 2.18. Comparación de los aumentos de CE ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$) para los períodos octubre de 1961 a septiembre de 1975, octubre de 1975 a septiembre de 1990 y octubre de 1961 a septiembre 1990.	89
Figura 2.19. Variación del SDT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) en las estaciones analizadas. Período octubre de 1975 a septiembre de 1990.	91
Figura 2.20. Valores del SDT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) medio anual y durante el mes de agosto a lo largo del río Ebro durante los años 1975 y 1990 y estimaciones para el año 2020 para los tres escenarios considerados junto con los criterios de calidad de agua para uso doméstico y agrícola.	97
Figura 3.1. Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación CP). Curvas de lavado de los aniones para los suelos CU (media de $CU2$ y $CU3$) y HN (media de $HN2$ y $HN3$). Relación entre el volumen de agua percolada en la columna (V_l) relativo al volumen de la columna (V_s) y la concentración de los aniones en el percolado (C) con respecto a la concentración inicial (C_0) medida en la primera fracción de percolado de 25 ml.	119
Figura 3.2. Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación CP). Curvas de lavado de los cationes para los suelos CU (media de $CU2$ y $CU3$) y HN (media de $HN2$ y $HN3$). Relación entre el volumen de agua percolada en la columna (V_l) relativo al volumen de la columna (V_s) y la concentración de los cationes en el percolado (C) con respecto a la concentración inicial (C_0) medida en la primera fracción de percolado de 25 ml.	121
Figura 3.3. Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación TSS). Curvas de lavado de los aniones para los suelos CU (media de $CU2$ y $CU3$) y HN (media de $HN2$ y $HN3$). Relación entre el volumen de agua percolada en la columna (V_l) relativo al volumen de la columna (V_s) y la masa de los aniones en el suelo (M) con respecto a la masa inicial (M_0) de cada anión en el suelo.	127
Figura 3.4. Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación TSS). Curvas de lavado de los cationes para los suelos CU (media de $CU2$ y $CU3$) y HN (media de $HN2$ y $HN3$). Relación entre el volumen de agua percolada en la columna (V_l) relativo al volumen de la columna (V_s) y la masa de los cationes en el suelo (M) con respecto a la masa inicial (M_0) de cada catión en el suelo.	128
Figura 3.5. Lavado en la triple línea de aspersión. Diseño experimental.	132

Figura 3.6. Lavado en la triple línea de aspersión. $CE_{1,5}$ ($dS \cdot m^{-1}$) medida antes del inicio del lavado en muestras de suelo (0-15, 15-30, 30-45, 45-60, 60-75 y 75-90 cm de profundidad) de los tratamientos salinos $P2$, $P4$, $P6$ y $P8$. $S1$ a $S7$ se corresponden con las posiciones de los sondeos ($S1$: sonda más superficial instalada a 15 cm; $S7$: sonda más profunda instalada a 120 cm de profundidad)	134
Figura 3.7. Lavado en la triple línea de aspersión. Evolución en el tiempo y a distintas profundidades del contenido volumétrico de humedad del suelo medido con sonda de neutrones en los tratamientos $P2$ y $P4$	137
Figura 3.8. Lavado en la triple línea de aspersión. Evolución de la CE de la solución del suelo extraída con las sondas de succión para las distintas profundidades y tratamientos	139
Figura 3.9. Lavado en la triple línea de aspersión. Curvas de lavado para los distintos tratamientos ($P2$, $P4$, $P6$ y $P8$) deducidas de la CE_{ss} media medida en las soluciones extraídas por las sondas de succión considerando una profundidad de suelo (D_s) de 1 m	140
Figura 3.10. Lavado en la triple línea de aspersión. Relación entre las lecturas del sensor electromagnético EM-38 en posición horizontal (EM_H) y la CE de la solución del suelo hasta 1m de profundidad obtenida a partir de los valores medidos en las sondas de succión (CE_{ss}). En negro se presentan los datos correspondientes a las dos primeras fechas de lectura para los tratamientos $P2$ y $P4$	145
Figura 3.11. Lavado en la triple línea de aspersión. Evolución temporal de las lecturas de EM_H y EM_V efectuadas con el sensor electromagnético en los tratamientos $P1$ a $P8$	146
Figura 3.12. Lavado en la triple línea de aspersión. Ecuación propuesta para el ajuste de las curvas de lavado utilizando las lecturas EM_H del sensor electromagnético para distintos valores del parámetro p	148
Figura 3.13. Lavado en la triple línea de aspersión. Relación entre $EM_H \cdot EM_{Ho}^{-1}$ y la cantidad de agua aplicada por unidad de profundidad de suelo ($D_w D_s^{-1}$) para los distintos tratamientos $P1$ a $P8$	150
Figura 3.14. Lavado de la triple línea de aspersión. Comparación, para los tratamientos $P2$, $P4$, $P6$ y $P8$, de la $CE_{1,5}$ ($dS \cdot m^{-1}$) inicial del suelo a la profundidad de 0-15 cm (15 de agosto) con los valores de CE_{ss} inicial del suelo ($dS \cdot m^{-1}$) utilizados en la estimación de k_{ss}	151
Figura 4.1. Esquema del submodelo hidrológico, con las entradas y salidas de agua consideradas. El símbolo Q representa volumen de agua	171
Figura 4.2. Esquema del submodelo salino, con las entradas y salidas de sal consideradas. Los símbolos C y M denotan la concentración y la masa de sales	176
Figura 4.3. Validación del modelo <i>CIRFLE</i> en Bardenas I. Localización del polígono de riego de Bardenas I y de la superficie cubierta por el área de estudio	184
Figura 4.4. Validación del <i>CIRFLE</i> en Bardenas I. Mapa de isoclinas de CE_e en los suelos de Bardenas I obtenido a partir de las lecturas realizadas con el sensor electromagnético EM-38 sobre una malla de 3x3 Km utilizando técnicas geostatísticas	189

Figura 4.5. Validación del modelo <i>CIRFLE</i> en Bardenas I. Localización de los puntos de muestreo en los ríos y desagües del polígono de riego de Bardenas I	192
Figura 4.6. Análisis de sensibilidad. Efecto del coeficiente de lavado (k) y el volumen de agua de riego aplicado (Q_{diw}) sobre la concentración (C_{fsw}) y la masa de sales (M_{fsw}) del agua final almacenada en el suelo	203
Figura 4.7. Análisis de sensibilidad. Efecto del coeficiente de lavado (k) y el volumen de agua de riego aplicado (Q_{diw}) sobre la concentración (C_{sdw}) y la masa de sales (M_{sdw}) en el agua de drenaje subsuperficial	204
Figura 4.8. Análisis de sensibilidad. Efecto del coeficiente de lavado (k) y el volumen de agua de riego aplicado (Q_{diw}) sobre la concentración (C_{sirf}) y la masa de sales (M_{sirf}) en el agua de retorno de riego	206
Figura 4.9. Análisis de sensibilidad. Efecto de la variable salinidad inicial del suelo (C_{isw}) sobre la concentración (C_{sirf}) y la Masa de sales (M_{sirf}) en las aguas de retorno del riego	208
Figura 4.10. Análisis de sensibilidad. Efecto de la variable eficiencia de aplicación del riego ($EIAE$) sobre la concentración del agua final en el suelo (C_{fsw}) y la concentración y masa de sales en las aguas de drenaje subsuperficial (C_{sdw} , M_{sdw}) y en las aguas de retorno del riego (C_{sirf} , M_{sirf})	209
Figura 4.11. Análisis de sensibilidad. Efecto de la variable eficiencia de aplicación del riego ($EIAE$) sobre la concentración del agua final en el suelo (C_{fsw}) y la concentración y masa de sales en las aguas de drenaje subsuperficial (C_{sdw} , M_{sdw}) y en las aguas de retorno del riego (C_{sirf} , M_{sirf})	210
Figura 4.12. Evaluación del sistema. Efecto de la variable CE_{ar} y el tipo de cultivo sobre el incremento de sales en los retornos de riego calculada como $M_{sirf}M_{diw}$	212
Figura 4.13. Aplicación del <i>CIRFLE</i> a Monegros II. Concentración salina (C_{sirf}) y masa de sales (M_{sirf}) en los retornos de riego de Monegros II para años sucesivos después de la puesta en riego y para un desarrollo hipotético del regadío del 100%, 60% y 20% de la superficie total	225
Figura 4.14. Aplicación del <i>CIRFLE</i> a Monegros II. Evolución temporal de la concentración salina (C_{sirf}) y masa de sales (M_{sirf}) en los retornos de riego de Monegros II asumiendo un desarrollo gradual del regadío y dotaciones de riego unitarias de 8625 y 10000 m ³ ·ha ⁻¹	227
Figura 4.15. Aplicación del <i>CIRFLE</i> a Monegros II. Evolución temporal de la emisión de sales por hectárea del regadío de Monegros II asumiendo un desarrollo gradual del regadío y dotaciones de riego unitarias de 8625 y 10000 m ³ ·ha ⁻¹	228
Figura 4.16. Impacto del regadío de Monegros II. Esquema utilizado para evaluar el impacto potencial del regadío de Monegros II sobre la salinidad del río Ebro	231

- Figura 4.17.** Impacto del regadío de Monegros II. Estudio comparativo del efecto detracción y efecto aporte del regadío de Monegros II sobre el aporte (Q), la concentración media (C) y la masa de sales (M) de la estación de referencia en Sástago, para desarrollos del regadío del 100%, 60% y 20% y volúmenes aplicados de agua de riego de 8625 y 1000 $m^3 \cdot ha^{-1}$ 238
- Figura 4.18.** Impacto del regadío de Monegros II. Evolución de la concentración salina media anual (C , $mg \cdot L^{-1}$) del río Ebro en Sástago, Mequinenza y Ribarroja para una introducción gradual del regadío (ver Tabla 4 13) y unas dotaciones de riego de 8625 y 10000 $m^3 \cdot ha^{-1}$ 242
- Figura 4.19.** Impacto del regadío de Monegros II. Evolución de la concentración salina media durante la estación de riego (C , $mg \cdot L^{-1}$) para el río Ebro en las estaciones de Sástago, Mequinenza y Ribarroja para una introducción gradual del regadío (ver Tabla 4 13) y unas dotaciones de riego de 8625 y 10000 $m^3 \cdot ha^{-1}$ 243
- Figura 4.20.** Impacto del regadío de Monegros II. Concentración media durante la estación de riego (C , $mg \cdot L^{-1}$) media durante la estación de riego en las estaciones de Sástago, Mequinenza y Ribarroja considerando la existencia de una capa margosa salina en todo el subsuelo de Monegros, para desarrollos del regadío del 100%, 60% y 20%. 248

1. INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

En la mayoría de las cuencas hidrográficas españolas la agricultura de regadío consume una proporción considerable de sus recursos hídricos y determina en parte la calidad de las aguas superficiales y subterráneas, razones por las cuales existe tanto un elevado interés en optimizar el uso del agua de riego como en reducir el impacto negativo de la actividad agraria sobre la calidad de dichas aguas.

La salinización de las aguas superficiales inducida por la agricultura de regadío es un problema de contaminación difusa ampliamente constatado en distintas regiones del mundo, pero especialmente en zonas áridas y semiáridas como las cuencas de los ríos Colorado, EE UU. (United States Department of the Interior, 1963-1989); Murray, Australia (Pigram, 1986); Indo, Pakistán (Skogerboe, 1985); Breede, Sudáfrica (Flügel, 1993) o Ebro, España (Alberto et al., 1986)

En la salinidad de las aguas fluviales concurren fundamentalmente las características geológicas, hidrológicas y climáticas de su cuenca de recepción. La geología condiciona los diferentes tipos de materiales meteorizados y el régimen hídrico asociado al clima condiciona la duración del contacto con los materiales y, por tanto, el grado de disolución de las sales y minerales presentes en suelos y rocas ("efecto aporte"). Además, los procesos de evaporación y evapotranspiración del agua conducen también a un incremento de su salinidad ("efecto evapo-concentración"). A estos efectos se suma el de origen antrópico que resulta del uso del agua y que abarca desde el almacenamiento en pantanos y la distribución por canales hasta su utilización para consumo doméstico, industrial, agrícola y ganadero.

Una de las principales causas de salinización de los ríos en zonas áridas y semiáridas son los flujos de retorno o efluentes del regadío. Los primeros estudios sobre la magnitud y efectos de los efluentes de riego se remontan a los años 60 (EPA, 1969). La caracterización de estos efluentes salinos se ha llevado a cabo en diversos proyectos de riego (Browning, 1970; Tanji, 1981a; Keys, 1981; van der Lelij y Flint, 1983; Basso, 1989; Aragués et al., 1990, Aragués y Beltrán, 1998). Asimismo se han desarrollado modelos hidrosalinos de efluentes de riego para simular el comportamiento del sistema y establecer alternativas para un control eficiente de la salinidad. Su complejidad va desde los más sencillos, basados generalmente en balances de masas (Scofield, 1940) y de tipo conceptual, a los más complicados, de carácter dinámico y con gran exigencia en cuanto al

número de variables de entrada (Woods y Orlob, 1963; Woods, 1967; Walker, 1970; Hyatt et al., 1970; Thomas et al., 1971; Hill et al., 1973; Fapohunda y Hill, 1981; Dutt et al., 1972; Tanji, 1977; Skogerboe et al., 1979, Moolman et al., 1983; Labadie y Khan, 1979 a y b; Aragüés et al., 1985). Hornsby (1973) analiza el estado de estos modelos de simulación, Walker (1978) efectúa una revisión exhaustiva de más de 40 de ellos y Tanji (1981b, 1982) analiza distintos modelos a nivel cuenca.

En la Cuenca del río Ebro, la salinidad media anual del río Ebro aumenta desde su cabecera (con valores de concentración de $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) hasta su desembocadura (valores de $700 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), siendo el tramo medio comprendido entre Zaragoza y Sástago el de mayor salinidad (valores de hasta $2300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en los meses de verano). Aunque las razones de esta salinización son múltiples y complejas, Alberto y Aragüés (1986) encontraron una estrecha relación entre el aumento de la salinidad de los ríos de la Cuenca y el incremento de la superficie bajo riego.

La caracterización de los retornos de riego se ha realizado en distintas regadíos de la Cuenca del Ebro tales como el polígono de riego de La Violada (Quílez, 1985; Aragüés et al. 1985; Faci et al. 1985, Aragüés et al., 1990), Bardenas I (Basso, 1994), Bardenas I, Monegros I y Cinca (Basso, 1989) y una parte del sector II de Monegros II (Aragüés et al., 1998). La salinidad de los efluentes se asocia en todos los casos a dos efectos fundamentales: un efecto concentración debido a la evapotranspiración del agua y un efecto aporte debido a la disolución de las sales solubles presentes en el suelo y substratos subyacentes.

En la Cuenca del Ebro, donde existen unas 310000 ha de suelos afectados por salinidad (Alberto et al. 1986), el efecto aporte es de gran importancia. Así en el polígono de La Violada la emisión anual de sales en los flujos de retorno es de 21.5 t/ha, provenientes en su mayoría de la disolución del yeso presente en el suelo (Quílez et al., 1987b). En el polígono de riego Bardenas I (Basso, 1994), donde se estima que anualmente se exportan casi 4 toneladas de sales por ha, más de la mitad de las mismas provienen de la disolución de las sales presentes en el suelo. Y en una zona del sector II de Monegros II, el aporte de sales medido durante la estación de riego del año 1997 ascendió a 10 t/ha, fundamentalmente debido a la disolución de sales presentes en las lutitas.

El desarrollo del Plan General de Transformación de la zona regable de la segunda parte del Canal de Monegros (Monegros II) contempla la puesta en riego de hasta 66000 ha. Los estudios de suelos realizados en la zona (Recursos Naturales S.A., 1979, 1981; Alberto et al., 1984, Cuchi, 1986; Machín y Arrúe, 1989; Berga, 1994, Angel Beltrán, comunicación personal) revelan que una

proporción considerable de los mismos están afectados por salinidad y/o por yesos. La introducción del riego en la zona puede por lo tanto producir la disolución y el movimiento de estas sales hacia el río Ebro y su consiguiente salinización potencial

Por todo ello, en este trabajo se ha efectuado una primera aproximación al impacto potencial del regadío Monegros II sobre la salinidad del Ebro que comprende los siguientes objetivos:

- (1) Análisis de las tendencias de salinidad de las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro, con especial referencia al río Ebro en sus tramos medio e inferior
- (2) Estudio de la eficiencia en el lavado de las sales solubles del suelo y acoplamiento de esta variable al modelo conceptual hidrosalino de flujos de retorno del riego (*CIRF*) de Aragués et al (1990) para adaptarlo a las características de la zona regable Monegros II.
- (3) Aplicación del modelo modificado para estimar, en función de distintos escenarios hipotéticos, el volumen de agua y la masa y concentración de sales en los flujos de retorno del riego del polígono de riego Monegros II
- (4) Análisis del impacto del regadío Monegros II sobre la salinidad del tramo medio del río Ebro.



2. ANÁLISIS DE LAS TENDENCIAS DE SALINIDAD DE LAS AGUAS SUPERFICIALES DE LA CUENCA DEL EBRO

2.1. INTRODUCCIÓN

Las aguas naturales contienen sales disueltas que proceden de los materiales con los que han estado en contacto. Tanto el uso del agua (industrial, doméstico o agrícola), como la alteración del ciclo hidrológico (re-estructuración de la red natural, trasvases entre cuencas, retención en pantanos, etc.) conducen generalmente a un aumento en la concentración salina del agua, debido a los procesos de evapo-concentración y de disolución de los minerales con los que entra en contacto (Alberto y Aragués, 1986). Así, el aumento del consumo de agua en una cuenca conduce generalmente a su salinización, especialmente si dicha cuenca está localizada en áreas de régimen árido o semiárido.

Por todo ello, un programa de control de la calidad de las aguas en una cuenca hidrográfica debe contemplar tanto el estudio de la situación actual como el análisis y predicción de las tendencias de salinización en función del desarrollo e incremento del uso consuntivo del agua en dicha cuenca. Estos conocimientos deben asimismo contribuir al establecimiento de estrategias capaces de minimizar el efecto potencialmente negativo de futuros desarrollos en la cuenca sobre la calidad de sus aguas.

Dentro de este contexto, el objetivo de este capítulo es establecer la evolución temporal o tendencias de salinización del agua en dieciséis estaciones del río Ebro y sus principales afluentes. Los objetivos parciales son:

- (1) establecer en cada estación la relación funcional entre caudal y salinidad
- (2) comparar y evaluar la validez de distintos métodos paramétricos y no paramétricos para el establecimiento de las tendencias de salinidad
- (3) cuantificar para cada estación las tendencias de salinidad de sus aguas

2.2. ANTECEDENTES

El primer requisito para establecer un programa de control de la calidad de las aguas superficiales en una cuenca es establecer una red apropiada de muestreo en términos de localización de las estaciones, parámetros de medida y frecuencia del muestreo (Montgomery y Hart, 1974; van Belle y Hughes, 1983; Gilbert, 1987; Ward y Loftis, 1989). La red *COCA* del Ministerio de Obras Públicas, implantada en la cuenca del Ebro desde la década de los setenta y paulatinamente

ampliada hasta la actualidad, cumple suficientemente con los requisitos necesarios y es la fuente de datos utilizada en este trabajo

Uno de los principios de todo muestreo es la aleatoriedad espacial (localización de las estaciones) y temporal (frecuencia del muestreo) que garanticen la obtención de estimadores no sesgados en el espacio y en el tiempo. Sin embargo, si el objetivo es la detección de tendencias, la existencia de un sesgo no presenta ningún problema si se puede eliminar mediante diferenciación, ya que lo que interesa son las diferencias entre los valores de la variable medidos a distintos tiempos. Si en el proceso de diferenciación el sesgo queda eliminado, las estimaciones de la tendencia son insesgadas (van Belle y Hughes, 1983)

Sanders y Adrian (1978) revisan los métodos utilizados para el establecimiento de una frecuencia óptima de muestreo, concluyendo que dependen fundamentalmente de los objetivos que se persiguen. Estos mismos autores desarrollan un criterio para encontrar la frecuencia de muestreo óptima cuando el objetivo es la obtención de tendencias anuales. Este criterio está basado en la variabilidad de los datos y en el intervalo de confianza deseado para la componente aleatoria del parámetro estadístico a determinar, que en este caso es la tendencia. Basándose en consideraciones prácticas de viabilidad, Lettenmaier (1978) concluye que, para la detección de tendencias, es suficiente disponer de datos con una frecuencia entre quincenal y mensual si éstos se toman regularmente. Este es el caso de la red *COCA* del Ministerio de Obras Públicas, donde la frecuencia de muestreo es mensual

La mayoría de las variables de calidad de agua de los ríos están íntimamente relacionadas con el caudal. El tipo de relación y su importancia dependen tanto de la variable en estudio como de las condiciones particulares de cada río. En el caso de los sedimentos y especies químicas que se adsorben a las partículas en suspensión, como los pesticidas, la relación es en general directa, de tal manera que su concentración aumenta al aumentar el caudal, ya que la escorrentía es el principal mecanismo de arrastre de los mismos (Lofis et al., 1983). Para el resto de elementos, y en particular para la salinidad o sólidos disueltos totales, la relación es generalmente inversa, de tal manera que su concentración disminuye al aumentar el caudal, ya que la escorrentía superficial actúa, en general, como agente de dilución. La relación entre el caudal y la salinidad del agua conduce a una cierta incertidumbre a la hora de analizar las tendencias de salinidad, ya que las variaciones aparentes en la salinidad pueden ser debidas a variaciones naturales del caudal durante el período analizado y no a

una tendencia real en la variación de dicha salinidad. Por lo tanto, para separar las tendencias “reales” de las debidas a cambios en el caudal hay que eliminar el efecto del propio caudal. Para ello, diversos autores (Smith et al., 1982; Mueller y Osen, 1988) recomiendan utilizar los valores de la variable corregidos por el caudal, es decir los residuos de la ecuación de regresión entre caudal y concentración. Esta corrección permite identificar variaciones en la concentración de un elemento no atribuibles a posibles cambios de caudal, así como estimar, por diferencia, las variaciones de concentración debidas a los cambios del caudal, independientemente de si éstos son naturales o antrópicos.

Debido a la importancia de la relación entre el caudal y la salinidad a la hora de establecer y evaluar tendencias de salinidad, se efectúa en primer lugar una revisión detallada de la misma.

2.2.1. Relación caudal - salinidad

El caudal y la salinidad que lleva un río en condiciones naturales depende de las contribuciones relativas de los aportes subsuperficiales-subterráneos, que proporcionan la salinidad y el caudal base de un río, y de los aportes superficiales que, en general, son de menor concentración salina y, aunque esporádicos, de mayor volumen instantáneo.

En el río Ebro, estos dos mecanismos conducen al establecimiento de tres tipos o familias de curvas entre el caudal y la salinidad (Alberto et al., 1986): (1) en la cabecera de los ríos, no se presenta en general una relación significativa entre caudal y salinidad, ya que las aportaciones subterráneas son proporcionalmente escasas y/o de igual salinidad que las escorrentías superficiales; (2) en los tramos medio o inferior de los ríos se presentan en general unas relaciones significativas inversas entre caudal y salinidad que reflejan las distintas salinidades de las contribuciones subterráneas más salinas y de las escorrentías superficiales menos salinas; (3) en los tramos de los ríos situados aguas abajo de embalses esta relación inversa se reduce o incluso se elimina debido a los procesos de mezcla y de regulación de caudales propios de los mismos. Únicamente en algunos casos muy específicos se pueden detectar relaciones positivas entre caudal y salinidad (esto es, las aguas de escorrentía superficial son más salinas que las aguas de escorrentía subsuperficial) debido generalmente a fenómenos de contaminación antrópica.

2.2.1.1. Ecuaciones matemáticas

Las ecuaciones generalmente utilizadas para relacionar el caudal y la salinidad son del tipo:

$$f(C) = a + b \cdot f(Q) \quad [2.1]$$

donde f denota datos originales, transformada logarítmica o inversa, C es la concentración salina y Q es el caudal

En general, estas ecuaciones se han ajustado de una manera empírica sin analizar el significado de las mismas Hall (1970) intenta explicar el significado físico de diferentes tipos de relaciones derivadas de la ecuación [2.1], así como de los parámetros de las mismas, asumiendo: (i) mezcla total de dos o más componentes, (ii) que la mezcla es ideal, (iii) que las sales se mueven únicamente con el agua y (iv) que la influencia de factores biológicos y de la evapotranspiración son despreciables Sin embargo, basándose en consideraciones teóricas es muy difícil decidir *a priori* cuál de los distintos tipos de ecuación es la más idónea para cada caso particular

O'Connor (1976) aplica la ecuación de conservación de masas a un volumen elemental del río y descompone el caudal (Q) en dos componentes, caudal base (Q_g) y escorrentía superficial (Q_s). Además asume que las concentraciones de estos dos componentes del caudal (C_g y C_s , respectivamente) son constantes y uniformes espacialmente Aunque estas concentraciones en general varían y dependen de la magnitud de Q_g y Q_s , dicha aproximación es aceptable para explicar la naturaleza de la relación entre caudal y concentración.

Bajo las condiciones anteriores y la hipótesis de régimen en estado estacionario, se obtiene para cualquier parámetro conservativo, como lo es la salinidad entendida como parámetro global, la siguiente ecuación:

$$Q \cdot C = Q_g \cdot C_g + Q_s \cdot C_s \quad [2.2]$$

dividiendo por Q y teniendo en cuenta que la suma de los caudales subterráneo y superficial es el caudal total (Q), se obtiene que:

$$C = r \cdot C_g + (1-r) \cdot C_s \quad [2.3]$$

donde los subíndices g y s hacen referencia a los componentes subsuperficial-subterráneo y superficial respectivamente, Q y C son el caudal y la concentración de sales en el río, y r es el cociente entre Q_g y Q .

El parámetro clave en este análisis es r (la proporción del agua subterránea sobre el caudal total del río). En la época de caudales bajos, el componente superficial es nulo o muy pequeño y la concentración del río es igual a la del componente subterráneo (C_g); en este caso, el valor de r es uno. Una vez superado un cierto caudal umbral, Q_o , conforme aumenta el caudal del río la contribución del componente superficial supera al del componente subterráneo, ya que el incremento de Q_g con el caudal no es tan significativo como el incremento de Q_s ; en este caso, el valor de r se hace menor que la unidad. Bajo las hipótesis desarrolladas por O'Connor (1976) sobre el comportamiento de los caudales, se llega a las siguientes ecuaciones para la concentración:

$$C = C_g \quad Q \leq Q_o \quad [2.4]$$

$$C = C_s + \left(\frac{Q_o}{Q}\right)^{1-n} \cdot (C_g - C_s) \quad Q > Q_o \quad [2.5]$$

donde n es la pendiente de la relación logarítmica entre el caudal del componente subterráneo y el caudal total del río Q

La forma de la relación entre el caudal y la concentración varía pues de unas cuencas a otras dependiendo de la relación entre el caudal del componente subterráneo y el caudal total, así como de las magnitudes de las concentraciones de los componentes subterráneo y superficial. En la Figura 2.1 se representa la relación entre las transformadas logarítmicas del caudal (eje x) y la concentración salina (eje y) siguiendo las ecuaciones 2.4 y 2.5. En el caso (a) la concentración de la escorrentía superficial C_s es mayor que la del aporte subterráneo C_g , por lo que el logaritmo de la concentración aumenta al aumentar el caudal, tendiendo asintóticamente a $\ln C_s$ cuando el caudal tiende a infinito. En el caso (b) la concentración del aporte subterráneo o caudal base (C_g) es mayor que la concentración de la escorrentía superficial (C_s), por lo que la escorrentía superficial tiene un efecto de dilución y el logaritmo de la concentración disminuye al aumentar el caudal, tendiendo asintóticamente a $\ln C_s$ cuando el caudal tiende a infinito. El caso (c) es un caso particular del anterior cuando C_s es cero o muy pequeño con respecto a C_g , lo que hace que la relación se convierta en lineal (esto es, se obtiene una relación de tipo potencial entre Q y C).

Steele (1969) utiliza este tipo de modelos para separar las distintas tendencias obtenidas para algunos iones (procedentes de sales poco solubles) con caudales altos y bajos. Pionke et al. (1972) utilizan la descomposición entre caudal base (Q_g) y superficial (Q_s) para explicar la concentración

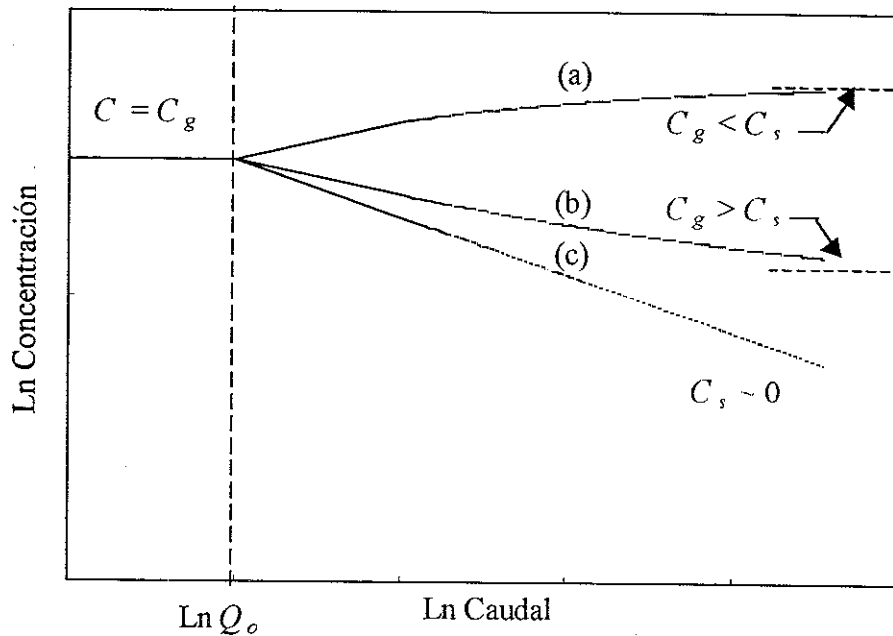


Figura 2.1. Relación entre el caudal de un río y su concentración salina (adaptada de O'Connor, 1976). Q_o es el caudal umbral y C_g y C_s las concentraciones de los componentes subterráneo y superficial respectivamente.

salina en cinco ríos del suroeste de Estados Unidos. Dependiendo de su comportamiento, las mejores relaciones se obtuvieron con el caudal total ($Q_g + Q_s$) o la relación Q_s/Q_g , siendo más estrecha la relación conforme aumentaba el tamaño de la Cuenca.

El principal problema de este tipo de modelos es que es necesario realizar la descomposición de los hidrogramas de caudal, proceso que, además de laborioso, es en muchos casos imposible de realizar debido a la falta de registros continuos.

2.2.1.2. Modelización dinámica

Los modelos descritos anteriormente son de tipo estático, por lo que no tienen en cuenta la relación temporal entre las variables. Por el contrario, los modelos dinámicos relacionan una o varias series de entrada con otra de salida basándose en el principio de causalidad, que tiene en cuenta si una serie es causa de la otra y con que retraso se produce dicha relación causal. Hipel et al. (1985) explican este concepto de causalidad y los diferentes tipos de relaciones dinámicas que se pueden encontrar entre dos variables. Esta modelización dinámica puede aplicarse a dos variables siempre

que exista una relación causal entre ellas, como es el caso entre lluvia y escorrentía (Weeks y Boughton, 1987; Snorrason et al., 1984) o caudal y salinidad de un río (Quílez, 1988)

Estas relaciones dinámicas pueden estudiarse tanto en el dominio del tiempo (funciones de transferencia-ruido) como en el de las frecuencias (análisis de respuesta de frecuencias) (Shumway, 1988) Hipel et al. (1982) describen los modelos de intervención y funciones de transferencia-ruido en hidrología. Las aplicaciones en hidrología de este tipo de modelos se pueden encontrar en los trabajos de Huthmann (1977) para caudal y concentración de cloruro, Damslett (1986) para pH y caudal, Haugh et al. (1986) para fósforo total, materia en suspensión y caudal, y Quílez et al. (1992) para caudal y conductividad eléctrica. En todos estos casos, las funciones de transferencia fueron iguales o superiores a las relaciones estáticas entre caudal y concentración.

2.2.1.3. Histéresis

La relación entre caudal y concentración muestra frecuentemente un fenómeno de histéresis o de relación cíclica entre ellos. Este fenómeno se presenta a diferentes escalas de tiempo: a nivel de unos días, dentro de un mismo proceso de ascenso y descenso del caudal, o a nivel anual debido a las variaciones estacionales del caudal.

Pionke y Nicks (1970) encuentran que la relación entre caudal y salinidad para un evento tormentoso muestra gran variabilidad. Si se divide el pico del hidrograma en tres fases correspondientes al ascenso, meseta y recesión, se observa que el caudal y la salinidad están relacionados inversamente en las fases de ascenso y recesión, pero están directamente relacionados durante la fase de meseta.

Según Hendrickson y Krieger (1960) (citado por Gunnerson, 1967) un ciclo de este tipo puede dividirse en tres fases (Figura 2.2). La primera fase se corresponde con la parte de la curva de 1 a 2 durante la cual el caudal aumenta rápidamente pero la concentración del agua cambia relativamente poco debido a que el agua que fluye hacia el río disuelve rápidamente las sales solubles del suelo y quizá se mezcla con aguas subterráneas poco profundas. Durante la fase de 2 a 3, las sales solubles presentes sobre la superficie del suelo ya se han lavado en la fase anterior. Además, para valores máximos del caudal el gradiente hidráulico entre el agua menos salina del cauce y el acuífero más salino conectado al río disminuye y puede incluso llegar a revertir, con el resultado de que la descarga subterránea al río se retarda o incluso cesa, disminuyendo rápidamente la salinidad sin

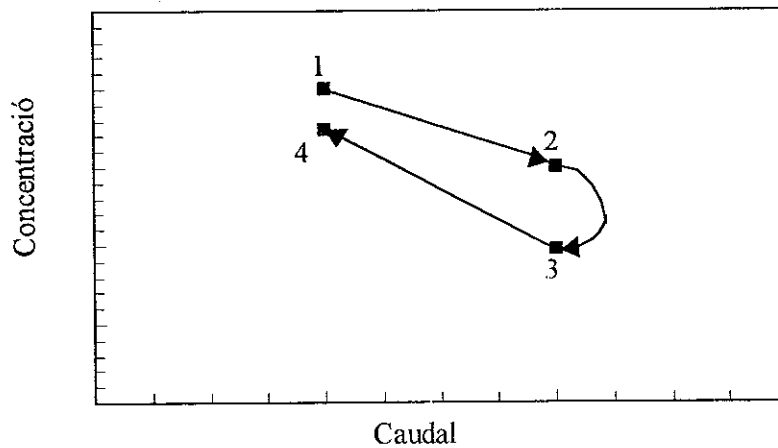


Figura 2.2. Histéresis en la relación entre caudal y salinidad (adaptada de Gunnerson, 1967).

variar prácticamente el caudal. En la tercera fase de 3 a 4, el caudal disminuye y la concentración aumenta acercándose al punto inicial. La disminución del caudal durante esta fase hace que de nuevo aumente el componente subterráneo más salino, que se va haciendo cada vez más importante conforme disminuye el caudal del río.

Esta explicación puede aplicarse de manera similar al fenómeno de histéresis a nivel anual (Figura 2.3). Las máximas concentraciones se encuentran durante la época de caudales bajos (agosto-octubre); en la siguiente fase (noviembre a abril) la escorrentía superficial procedente de las primeras lluvias lava las sales acumuladas durante los meses secos precedentes y aunque la salinidad del río disminuye, no lo hace en la medida en que debiera debido únicamente al aumento del caudal. El caudal aumenta posteriormente (abril-junio) hasta alcanzar su máximo y la concentración disminuye debido a la dilución alcanzando sus valores mínimos; en la siguiente fase (junio-agosto) el caudal disminuye y la concentración aumenta, pero se sitúa por debajo de la concentración de los meses de primavera para el mismo caudal. Esto es debido a que el exceso de sales minerales se lava durante el período de caudales crecientes; además, dado que el tiempo de recesión de caudales es mucho más corto, las concentraciones asociadas a estos caudales decrecientes dan idea de los procesos de mineralización sobre períodos más cortos.

El fenómeno de histéresis es más pronunciado, en general, en las partes altas de los ríos, donde es fácil encontrar un patrón tipo "donut" en la gráfica doble logarítmica entre caudal y concentración (Figura 2.3). Este patrón se vuelve más difuso cuando se mezclan paulatinamente las

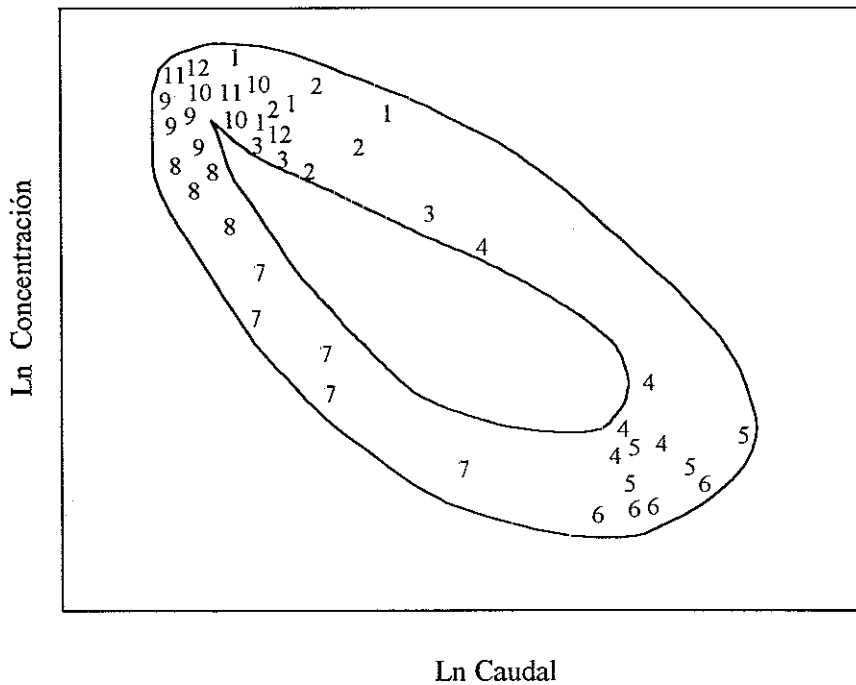


Figura 2.3. Fenómeno de histéresis anual en la relación entre caudal y concentración en el río Snake en Wawawai (adaptada de Gunnerson, 1967) El número hace referencia al orden del mes (1=enero; 12=diciembre).

aguas procedentes de tributarios con distintas características. Los ciclos anuales de riego y drenaje son en general indistinguibles de los procesos puramente naturales, por lo que en zonas áridas y semiáridas (donde en muchos casos la mayor parte del caudal de los ríos en la época de riego proviene de los flujos de retorno de zonas regadas) las curvas caudal-concentración están muy influenciadas por el manejo del agua y el suelo y, en consecuencia, los patrones tipo donuts son difíciles de apreciar.

En principio, el fenómeno de histéresis no afecta a las tendencias establecidas en base a los valores de concentración corregidos por el caudal, ya que si existe tal fenómeno se reflejará en que los valores corregidos serán, en general, negativos para los meses de caudales descendentes y positivos en el período de caudales ascendentes, pero sin efecto neto sobre la tendencia anual establecida. En el caso de estimas de tendencias mensuales, este fenómeno tampoco presenta dificultades, ya que lo que interesa son las diferencias entre valores medidos en el mismo mes y distintos años. Por el contrario, el fenómeno de histéresis es importante cuando se quiere estimar la concentración a partir del caudal, ya que dicha estima dependerá en gran medida de la época del año para la que se quiera realizar la misma.

2.2.2. Periodicidad

La periodicidad, o repetición periódica de ciclos de diversa duración, puede implicar una variación adicional que dificulta el establecimiento de tendencias a nivel anual (Gilbert, 1987) Dicha periodicidad puede tenerse en cuenta de dos formas diferentes: (1) identificándola y eliminándola de los datos o (2) efectuando el análisis para cada uno de los ciclos o períodos de tiempo y comparándolos posteriormente

Dentro del primer grupo se encuadran: (i) el análisis en el dominio de las frecuencias con la utilización de series de Fourier de uno o dos armónicos, al objeto de eliminar la componente periódica (McMichael y Hunter, 1972; Mehta et al 1975; Neilson y Hsieh, 1982) (ii) La diferenciación entre datos separados por un ciclo completo, que es un método estándar dentro del análisis mediante modelos autorregresivos integrados de medias móviles (ARIMA) de Box y Jenkins (1976) y que ha sido muy utilizado (McKerchar y Delleur, 1974; Cline, 1981; Rao y Quillan, 1982). (iii) La estandarización periódica de los datos, técnica muy utilizada en hidrología (Puente, 1978; Hipel y McLeod, 1980, Cooper y Wood, 1982; Sim, 1987) que consiste en restar a cada valor X_{ij} ($i =$ período, $j =$ año) la media del período o estación a la que pertenece (X_i), y dividir la diferencia por la desviación estándar del período (s_i): $(X_{ij} - X_i)/s_i$. Este método, además de filtrar la periodicidad, asegura homogeneidad entre las varianzas de los distintos períodos (iv) La utilización de datos medios anuales o de medias móviles de longitud igual a un ciclo completo (un año); en el caso de valores mensuales, se promedian los doce valores mensuales para dar un valor medio anual. El método de las medias móviles presenta la ventaja adicional del suavizado de valores extremos en los datos, aunque tiene la contrapartida negativa de que se obtiene una serie altamente autocorrelacionada, lo que puede plantear problemas a la hora de estimar tendencias mediante regresión ya que una de las condiciones de la regresión es que los residuos de la misma sean independientes, hipótesis fácilmente violable si la serie original presenta una fuerte autocorrelación

Dentro del segundo grupo se encuadra la prueba estacional de Kendall, desarrollada por Hirsch et al (1982), que detecta la posible existencia de tendencias para distintos períodos de tiempo. Si los resultados de la prueba muestran que no existen diferencias significativas entre los distintos períodos, es decir éstos son homogéneos, se puede estimar una tendencia anual mediante el estimador estacional de Kendall (Gilbert, 1987). En caso de que las tendencias no sean homogéneas para los distintos períodos, es necesario estimar la tendencia para cada uno de los períodos

individuales. Esta prueba permite así detectar tendencias de distinto signo en distintos períodos.

En el caso de utilización de datos de concentración ajustados por el caudal la periodicidad es en general débil debido a que, al presentar los caudales una periodicidad semejante a la de la concentración, ésta se filtra en gran medida (Quílez, 1988). La periodicidad que queda después del ajuste de los datos es debida fundamentalmente al fenómeno de histéresis

2.2.3. Análisis de tendencias

Los métodos estadísticos empleados para la evaluación de la calidad de las aguas dependen fundamentalmente de los objetivos que se persiguen. En general, la mayoría de las técnicas y pruebas estadísticas utilizadas están basadas en funciones de distribución. Loftis et al (1983) sugieren que las distribuciones Normal, Log-Normal y Gamma son apropiadas para modelizar datos de calidad de aguas y concluyen que, aunque las distribuciones Normal y Log-Normal son las más utilizadas, en muchos casos las distribuciones Gamma, Gumbel y Log-Gumbel son más apropiadas. La amplia utilización de las distribuciones Normal y Log-Normal es debida a la facilidad de trabajo con las mismas, ya que sus parámetros son fáciles de estimar y a que muchas de las técnicas estadísticas están basadas en distribuciones Normales.

Dentro de los métodos que asumen una distribución normal de los datos, se encuentra la estimación de tendencias mediante regresión, que consiste simplemente en estimar los parámetros de la ecuación:

$$C(T) = a + s \cdot T \quad [2.6]$$

donde C es concentración salina y T es tiempo. Para detectar la existencia o no de una tendencia se realiza una prueba t sobre el valor estimado de s , de tal manera que si s es significativamente diferente de cero existe, dependiendo del signo de s , una tendencia positiva o negativa para la variable C . El valor estimado de s mediante la técnica de mínimos cuadrados cuantifica el aumento o descenso de C por unidad de tiempo T .

Sin embargo, la prueba t realizada sobre el valor de la pendiente puede ser errónea si existe una periodicidad, si los datos no se distribuyen normalmente o si presentan autocorrelación. Hirsch et al. (1982) concluyen, mediante simulación de Montecarlo, que en estas situaciones la prueba t puede indicar una tendencia cuando ésta no existe realmente.

Debido a estos problemas, se han desarrollado métodos no paramétricos en los que no se asume ningún tipo de hipótesis de partida en los datos (normalidad, linealidad, independencia, etc.) para la detección de tendencias. Dentro de los métodos no paramétricos, el más utilizado es la prueba anual t de Mann Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1975) y su versión estacional desarrollada a partir de la misma por Hirsch et al (1982)

El valor del estadístico t se calcula restando el número de pares de observaciones discordantes del número de pares de observaciones concordantes y dividiendo por el número total de pares. Un par de observaciones es concordante si el valor medido posteriormente en el tiempo es mayor- y discordante si el valor medido anteriormente en el tiempo es mayor. Si el valor de t no difiere significativamente de cero no existe tendencia; en caso contrario, se confirma la existencia de una tendencia

En el caso de la versión estacional se calculan los valores t_i para cada uno de los períodos o estaciones. En el caso de homogeneidad de los valores t_i , el estadístico t se calcula como la suma de los valores t_i . Si los t_i no son homogéneos, la tendencia cambia dependiendo del período estudiado y es necesario estimar la tendencia separadamente para cada uno de los períodos que se consideren.

Hirsch et al (1982) comparan, mediante simulación de Montecarlo, la eficiencia en la detección de tendencias de (i) la regresión lineal, (ii) la regresión estacional o estandarización periódica de los datos $((X_{ij} - X_i)/s_i)$ y posterior análisis de regresión, y (iii) la prueba estacional de Kendall para distintos tipos de procesos. De sus resultados queda claro que en el caso de presencia de periodicidad es necesario considerarla y utilizar una prueba estacional; en esta situación, el método de regresión es el que peor funciona. En el caso de que la variable a analizar se distribuya normalmente y presente periodicidad, la prueba estacional de Kendall y la regresión estacional dan resultados semejantes. En el caso de que la variable no se distribuya normalmente, la simulación, efectuada utilizando una distribución Log-Normal, indica que la prueba estacional de Kendall es claramente superior a la regresión estacional. Finalmente, en el caso bastante frecuente de autocorrelación en los datos, la prueba estacional de Kendall es también la de mejor comportamiento.

En definitiva, puede concluirse que la prueba estacional de Kendall se comporta mejor en los casos en que existe periodicidad, falta de normalidad o autocorrelación, y de una manera semejante a la regresión en el caso en que exista Normalidad.

Van Belle y Hughes (1984) realizan una revisión de pruebas estacionales no paramétricas y

las dividen en dos grandes grupos: *intrablock* y *aligned rank methods*. En el caso de los métodos denominados *intrablock*, entre los que cabe citar la prueba estacional de Kendall, y la prueba τ de Spearman (Page, 1963), el estadístico correspondiente se calcula para cada período de tiempo (mes, estación, etc.) comparando únicamente entre sí datos pertenecientes al mismo período de tiempo. Si los resultados son homogéneos, se realiza a continuación una prueba global anual.

En el caso de los métodos denominados *aligned rank test*, se elimina primero la estacionalidad de los datos para aplicar posteriormente una prueba global donde se comparan todos los datos entre sí, independientemente del período de tiempo al que pertenezcan. Dentro de este grupo, cabe citar el método desarrollado por Farrell (1980) siguiendo la metodología de Sen (1968a). En esta prueba se elimina primero la periodicidad de los datos restando a cada observación (X_{ij}) el valor medio del período al que pertenecen ($X_{ij}-X_i$) (enfoque similar a la estandarización por períodos de tiempo discutida en el apartado 2.2.2). Posteriormente, se ordenan estos valores y se les asignan números correlativos dependiendo de su posición en la ordenación (R_{ij}). Estos valores del rango se suman para cada año (R_i) y se calcula el valor del estadístico T , que es la pendiente estandarizada de la regresión de R_i frente al tiempo. Tal como comprobaron van Belle y Hughes (1984) mediante simulación de Montecarlo (incluso para muestras pequeñas), el estadístico T se distribuye normalmente (media 0 y varianza unidad) por lo que es suficiente realizar una prueba t para aceptar o rechazar la hipótesis nula de no existencia de tendencia.

Las conclusiones del trabajo de van Belle y Hughes (1984) son las siguientes: (i) los métodos *aligned rank test* son más eficientes que los métodos *intrablock*, sobre todo en el caso de series cortas de datos; (ii) los métodos *aligned rank test* presentan el inconveniente de que no son capaces de trabajar con valores perdidos, por lo que es necesario efectuar una estimación previa de estos valores que nunca es exacta; (iii) los métodos *intrablock* tienen la ventaja de que permiten realizar contrastes de significación entre diferentes períodos de tiempo y permiten además agrupar las estaciones de muestreo en grupos homogéneos; (iv) dentro de los métodos *intrablock*, aunque la τ de Spearman es ligeramente más potente que la t de Kendall, ésta última tiene la ventaja de converger más rápidamente (con menor número de datos) a la normalidad.

Esterby (1996) realiza una revisión general de métodos para la detección y estimación de tendencias con énfasis en aplicaciones de calidad de aguas. Dentro del campo de calidad de aguas los métodos no paramétricos más utilizados y estudiados han sido el método de Mann-Kendall y el

estacional de Kendall. Aplicaciones de estos métodos se pueden encontrar en los trabajos de Walker (1991), Aulenbach et al. (1996), Robson y Neal (1996), Webb (1996), Yu y Zou (1993) que lo aplican sobre componentes principales, o Loftis et al. (1991) que modifican el método para aplicaciones multivariantes.

En base a todas estas consideraciones y a las características de las bases de datos disponibles (la red *COCA* del Ministerio de Obras Públicas), en este trabajo se ha utilizado la prueba estacional de Kendall, ya que permite trabajar con valores perdidos y permite establecer tendencias para distintos períodos de tiempo.

2.3. LA CUENCA DEL EBRO

La Cuenca del Ebro, situada en el nordeste de España, tiene una superficie de 85.400 Km². La pluviometría media anual de la Cuenca es de 603 mm y la aportación natural se sitúa en 19.961 hm³/año. Según los datos del Ministerio de Obras Públicas (1990), la superficie en regadío es de 769.929 ha, de las cuales más de 300.000 presentan problemas de salinidad y/o sodicidad (Alberto et al. 1986). La demanda consuntiva de agua se sitúa en 7.552 hm³, de los que 545 hm³ corresponden a demanda urbana, 324 hm³ a demanda industrial y 6.683 hm³ a demanda agrícola. La demanda agrícola supone por lo tanto el 88.5% de la total y equivale a una aplicación de agua por unidad de superficie regada de 8.385 m³/ha. En cuanto a las demandas futuras para el año 1998, se prevé una demanda urbana anual de 649 hm³ mientras que la agrícola se cifra en 7.888 hm³ con una superficie total en regadío de 927.459 ha.

En la parte central de la Cuenca, de clima semiárido, es donde se detectan los valores de salinidad más altos (Alberto et al., 1986) y donde se localizan los grandes sistemas de regadío actuales y futuros (Figura 2.4). Por ello, en este trabajo se analizan todas las estaciones localizadas en el tramo medio del río Ebro, más las estaciones localizadas en cabecera (Miranda) y desembocadura (Tortosa) del río. Además se han analizado las estaciones que recogen las aguas de retorno de los principales sistemas de regadío y que se encuentran localizadas en los tramos finales de los ríos Arba, Cinca, Gállego, Martín y Segre. Finalmente, se han analizado las estaciones localizadas en los ríos Aragón en Jaca y Noguera Ribagorzana en La Piñana por tener una de las series de datos más antiguas. En definitiva, se han analizado un total de dieciséis estaciones, nueve localizadas en el río

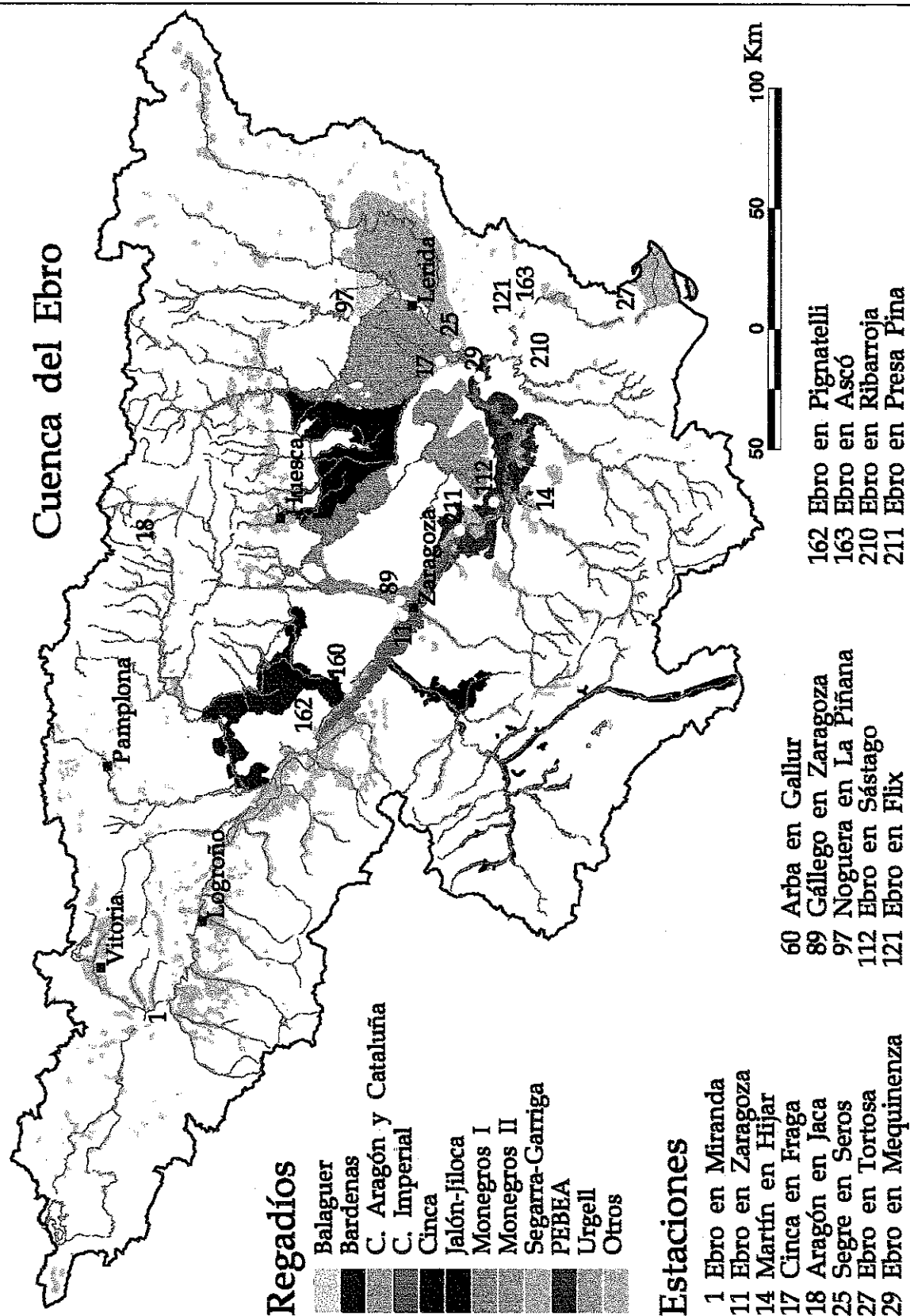


Figura 2.4 Localización de las estaciones analizadas sobre la Cuenca del Ebro junto con las zonas de regadío actuales y previstas en el futuro

Ebro desde cabecera a desembocadura en: Miranda de Ebro (1¹), Pignatelli (162), Zaragoza (11), Presa de Pina (211), Sástago (112), Mequinenza (29), Ribarroja (210), Flix-Ascó² (121-163) y Tortosa (27) y el resto localizadas en los ríos Aragón en Jaca (18), Arba en Gallur (60), Cinca en Fraga (17), Gállego en Zaragoza (89), Noguera Ribagorzana en la Piñana (97), Martín en Híjar (14) y Segre en Serós (25).

La problemática actual de calidad de aguas en estas estaciones según la Memoria del Plan Hidrológico (MOPTMA, 1995) es la siguiente: En la estación del Ebro en Miranda la calidad es buena ($ICG=76$); detrás de esta estación, con la incorporación de los vertidos de Miranda y las aguas contaminadas del Zadorra y Bayas (que recoge aguas de la industria papelera), el Ebro sufre un descenso notable de su calidad. La contaminación es constante aguas abajo, con la incorporación del Tirón (en Haro) y del conjunto Aragón-Arga aguas arriba de la estación de Pignatelli ($ICG=70$). En Zaragoza el nivel de contaminación aumenta ($ICG=66$) y empeora ligeramente pasando por Sástago ($ICG=68$) hasta llegar a la cola del embalse de Mequinenza ($ICG<60$). Los embalses de Mequinenza y Ribarroja y la incorporación del sistema Cinca-Segre mejoran ligeramente la calidad ($ICG=76, 74$ y 70 en Mequinenza, Ribarroja y Ascó) y de nuevo se deteriora en el tramo entre Ascó y Tortosa ($ICG=75$).

En el Aragón en Jaca la calidad es buena ($ICG=88$) lo mismo que en la estación del Noguera en La Piñana ($ICG=84$); la calidad de este río empeora aguas abajo de esta estación, con la detracción de aguas para los regadíos de la parte final, pero mantiene siempre un $ICG>80$. En el Arba en Gallur la calidad es mala ($ICG=64$), debido a los vertidos urbanos e industriales de Ejea y Tauste y, fundamentalmente, a los retornos salinos del polígono de riego de Bardenas.

En el río Cinca la calidad es buena en cabecera, pero se deteriora con la retirada de caudales para riego en el embalse de El Grado y la confluencia de los ríos Alcanadre y Clamor Amarga, que llevan incorporados los retornos de riego de la zona de Flumen y del Canal de Zaidín, respectivamente, llegando a la estación de Fraga con un índice de calidad intermedio ($ICG=75$). En el río Gállego, la calidad es buena en cabecera, empeorando notablemente con la retirada de caudales en el azud de Ardisa, la incorporación de los retornos de Violada, los azudes de riego del bajo Gállego y

¹ El número hace referencia al número de la estación dentro de la red COCA del MOPTMA

² La estación de Flix (121) se desplaza hasta Ascó (163) en agosto de 1980

la zona industrial de Zaragoza, llegando a la estación de Zaragoza con una calidad muy deficiente ($ICG < 60$).

En la Cuenca del río Martín, la calidad es sólo buena en cabecera, para posteriormente empeorar con los vertidos de las actividades mineras de Utrillas y Escucha y las aportaciones salinas de los manantiales de Ariño; finalmente, el agua es progresivamente detraída del cauce para atender los regadíos de Albalate e Híjar ($ICG = 66$), volviendo al río los retornos de riego y los vertidos urbanos que empeoran notablemente la calidad por debajo de la estación de Híjar.

En el río Segre, la calidad es buena en cabecera, empeorándose con los vertidos de Seo de Urgel y la incorporación del Valira; En el embalse de Oliana recupera parte de su calidad, para empeorar posteriormente en el tramo de Balaguer hasta Serós ($ICG = 80$), debido a la detración de caudales del Canal de Urgel, a los vertidos urbanos e industriales de Balaguer y Lérida, y a los retornos de riego de la zona del Canal de Urgel.

Los datos analizados en esta memoria se han tomado de los libros de calidad de aguas (red COCA) del Ministerio de Obras Públicas (1961-1992). La frecuencia de los datos es mensual, aunque los valores son instantáneos y no representan por lo tanto una media mensual. El período de datos analizado es variable, comenzando en la fecha de instalación de cada estación (entre octubre de 1961 y octubre de 1976) y terminando para todas ellas en septiembre del año 1990. En la Tabla 2.1 se presenta la disponibilidad de datos en las distintas estaciones analizadas. La variable analizada ha sido la conductividad eléctrica específica a 25°C (CE , $dS\ m^{-1}$).

2.4. METODOLOGÍA

2.4.1. Relación caudal (Q) - salinidad (CE)

Debido a la imposibilidad de seleccionar *a priori* un modelo basado en consideraciones teóricas, las relaciones caudal-salinidad se han establecido a través de un modelo potencial en el que se utilizan transformadas logarítmicas en los dos términos de la ecuación [2.1]. Este modelo se ha seleccionado porque (i) en un análisis previo con todos los modelos de regresión linealizables, es el que dio los coeficientes de determinación más elevados, (ii) la relación potencial ha sido la más utilizada para explicar las relaciones entre caudal y salinidad (Steele, 1969; Hall, 1971; Quílez, 1988; Mueller y Osen, 1988; Liebermann et al., 1988) y (iii) permite incluir directamente funciones lineales

Tabla 2.1. Estaciones analizadas, con el número asignado en la red de Control de Calidad (red COCA, Ministerio de Obras Públicas) y el período de duración de la serie de datos

	Nº	Período	Nº datos	
			CE	(CE, Q)
Ebro en Miranda	1	Oct 61 - Sep 90	346	335
Ebro en Pignatelli	162	Oct 75 - Sep 90	180	151
Ebro en Zaragoza	11	Oct 61 - Sep 90	337	330
Ebro en Presa Pina	211	Oct 74 - Sep 90	191	36
Ebro en Sástago	112	Oct 72 - Sep 90	216	199
Ebro en Mequinenza	29	Oct 76 - Sep 90	167	148
Ebro en Ribarroja	210	Oct 75 - Sep 90	175	163
Ebro en Flix-Ascó ¹	121+163	Oct 61 - Sep 90	320	253
Ebro en Tortosa	27	Oct 72 - Sep 90	214	197
Aragón en Jaca	18	Oct 61 - Sep 90	336	328
Arba en Gallur	60	Oct 74 - Sep 90	189	184
Cinca en Fraga	17	Oct 61 - Sep 90	343	299
Gállego en Zaragoza	89	Oct 74 - Sep 90	189	53
Martín en Híjar	14	Oct 75 - Sep 90	176	175
Noguera en La Piñana	97	Oct 61 - Sep 90	312	300
Segre en Serós	25	Oct 72 - Sep 90	214	205

¹La estación de Flix (121) deja de funcionar en julio de 1980 empezando a funcionar la de Ascó (163) en agosto de 1980. El análisis se ha realizado para el conjunto de datos de las dos estaciones.

de transferencia utilizando los logaritmos del caudal y la concentración salina. El modelo utilizado ha sido el siguiente:

$$CE = a \cdot (Q)^b + CE_{aj} \quad [2.7]$$

La relación potencial entre caudal y salinidad implica, como se ha discutido en el apartado 2.2.1.1, que la concentración de la escorrentía superficial es cercana a cero o muy pequeña comparada con el del componente subterráneo, hipótesis que parece bastante plausible en la mayoría de las estaciones analizadas. Asimismo, este modelo asume (i) estado estacionario, (ii) componentes superficial y subsuperficial del caudal uniformes espacialmente y constantes y (iii) carácter conservativo del parámetro CE . En el caso de que no se cumpliera alguna de estas hipótesis, habría que ir a modelos más complicados.

El parámetro a de la ecuación [2.7] proporciona el valor de la CE para un caudal unitario,

por lo que está relacionado con la salinidad del caudal base o aporte subterráneo. La salinidad del caudal base está dada por la salinidad para un caudal menor o igual que Q_0 tal como está definido en la ecuación [2.4] y se puede observar en la Figura 2.1. Dado que en el modelo potencial no se incluye este término se ha utilizado el parámetro a como un indicativo de la salinidad de este caudal base. El signo del parámetro b indica si la salinidad disminuye al aumentar el caudal (b negativo) o aumenta al aumentar el caudal (b positivo). El valor absoluto de b expresa la variación de la CE con el caudal, de tal manera que cuanto mayor es el valor de b mayor es la caída (b negativo) o el aumento (b positivo) inicial de la curva.

La estimación de los parámetros de la ecuación anterior se ha realizado mediante mínimos cuadrados no lineales utilizando el algoritmo de Marquardt (Marquardt, 1963). Como valores iniciales de los parámetros se han utilizado los obtenidos en la regresión lineal entre $\text{Log}(CE)$ y $\text{Log}(Q)$. Como prueba de la bondad del ajuste de la regresión no lineal se ha utilizado el coeficiente de determinación y la significación (prueba F) de la regresión entre los valores de CE medidos y los estimados mediante la ecuación potencial ajustada. Los residuos de la ecuación potencial ajustada [2.7] o valores de CE ajustados por el caudal (CE_{aj}), dan la diferencia entre el valor medido de CE y el que le correspondería para el valor del caudal en ese momento.

Se han utilizado generalmente ecuaciones estáticas, es decir, que relacionan el caudal y la CE medidos el mismo mes. En los casos necesarios, se han utilizado modelos dinámicos (Quílez et al., 1992) que tienen en cuenta posibles desfases temporales en la relación entre caudal y salinidad. En base a una función de transferencia sobre las transformadas logarítmicas de CE y Q de la forma (Box y Jenkins, 1976):

$$\text{Log}(CE_t) = A + \sum_{i=0}^m b_i \cdot \text{Log}(Q_{t-i}) \quad [2.8]$$

donde i es el *lag* o retraso, se ha realizado una detransformación logarítmica llegándose a un modelo multiplicativo de la forma:

$$CE_t = a \cdot \prod_{i=0}^m Q_{t-i}^{b_i} \quad [2.9]$$

que es el que se ha ajustado para evitar la detransformación logarítmica de los residuos de la ecuación [2.8] a la hora de estimar los valores de CE_{aj} .

Para la identificación del modelo (parámetros i y m) se han utilizado las funciones de

correlación cruzada entre $\text{Log}(CE)$ y $\text{Log}(Q)$ previamente blanqueadas siguiendo la metodología de Box y Jenkins (1976). Una vez identificados los valores de i y m , la estimación de los parámetros se realizó sobre el modelo potencial (ecuación [2.9]), utilizando mínimos cuadrados no lineales y el algoritmo de Marquardt. Para la validación y selección del mejor modelo se utilizó la metodología descrita por Quílez (1988). Como bondad del ajuste se ha utilizado de nuevo el coeficiente de determinación y la significación (prueba F) de la regresión entre los valores de CE medidos y estimados mediante el modelo ajustado.

2.4.1.1. Estabilidad temporal

La evolución con el tiempo de la relación entre CE y caudal se ha analizado en las estaciones en las que se dispone de mayor número de datos (veintinueve años), que son las localizadas en el Ebro en Zaragoza, Ebro en Flix-Ascó, Cinca en Fraga y Noguera en La Piñana. No se han incluido en este análisis las estaciones de Miranda en Zaragoza y Aragón en Jaca porque la relación $Q-CE$ en las mismas es muy débil.

Para el análisis de estabilidad temporal, se ha dividido la serie original en dos subseries: la primera, que comprende el período octubre de 1961 a septiembre de 1975 y la segunda, que comprende el período octubre de 1975 a septiembre de 1990. Para cada subserie se han ajustado las correspondientes ecuaciones de regresión y se ha analizado, utilizando una prueba F , si la relación entre Q y CE sufre o no cambios significativos. La prueba F para comprobar la igualdad de las líneas de regresión es (Dixon, 1985):

$$F = \frac{SC \text{ Residuos dentro grupos} / \sum_{i=1}^g p_i + g - p - 1}{SC \text{ Residuos entre grupos} / N - g - \sum_{i=1}^g p_i} \quad [2.10]$$

$$SC \text{ Residuos entre grupos} = \sum_{i=1}^g SC \text{ Residuos grupo } i$$

$$SC \text{ Residuos dentro grupos} = SC \text{ Totales antes de agrupar} - SC \text{ Residuos entre grupos}$$

donde p_i y p son el número de variables independientes en la regresión para el grupo i y todos los grupos juntos y g es el número de grupos.

Si la relación entre CE y Q es diferente en las dos subseries analizadas, puede concluirse que

ha existido un cambio temporal en el comportamiento de la salinidad de los ríos

2.4.1.2. Histéresis

A pesar de que el fenómeno de histéresis en la relación entre caudal y salinidad no tiene una importancia relevante a la hora de la detección y evaluación de las tendencias de salinidad, se ha realizado un estudio del mismo en las distintas estaciones. Para la identificación visual de este fenómeno se han realizado gráficas codificadas (donde cada mes se identifica por un código diferente) del logaritmo del caudal frente al logaritmo de la CE .

Una vez identificados en estas gráficas los meses de caudales máximos y mínimos en cada estación, se han ajustado dos ecuaciones de regresión, una correspondiente a los meses en los que el caudal va en ascenso y otra para aquéllos en los que el caudal va en descenso. Las ecuaciones ajustadas se han comparado posteriormente mediante la prueba F descrita anteriormente. Si las dos ecuaciones de regresión ajustadas difieren significativamente se concluye que la relación $Q-CE$ varía dependiendo de si el río está en un período de ascenso o de descenso de caudales, lo que implica que existe un fenómeno de histéresis. Por el contrario, si no se detectan diferencias significativas entre las ecuaciones, el fenómeno de histéresis no es significativo.

2.4.2. Análisis de tendencias

El análisis de tendencias se ha realizado para cada una de las dieciséis estaciones sobre (i) los valores originales de caudal, (ii) los valores originales de CE , y (iii) los valores de la CE ajustada por el caudal (CE_{aj}), o residuos de la ecuación de regresión o función de transferencia ajustados en la forma descrita en el apartado anterior. A tal fin, se ha utilizado un método estadístico paramétrico (regresión lineal) y un método estadístico no paramétrico (método de Kendall) que se describen a continuación.

2.4.2.1. Regresión lineal

Para cuantificar el posible aumento de CE , CE_{aj} y Q frente al tiempo se ha realizado, para cada una de las dieciséis estaciones, una regresión lineal entre los valores de estas variables y el tiempo expresado en meses. El modelo es el siguiente:

$$x_t = x_o + \Delta x \cdot t \text{ (meses)} \quad [2.11]$$

donde el parámetro x_o define el valor de la variable x_t (CE , CE_{aj} o Q) al comienzo del período de estudio y Δx expresa la variación mensual de la variable

Dada la alta dispersión de los datos derivada, por un lado, de variaciones estacionales y, por otro, del carácter instantáneo de los mismos, se ha efectuado además un suavizado de los mismos utilizando medias móviles. En la estación del Ebro en Zaragoza se probaron medias móviles con distinto número de datos mensuales: 4, 6, 8, 12, 24, 48 y 60. Se seleccionó finalmente para todas las estaciones una media móvil de 12 meses que, al promediar sobre un año completo, elimina la variación mensual sin perder mucha información en los extremos.

El análisis de regresión se ha realizado tanto sobre los datos originales como sobre los datos suavizados, comparándose los resultados posteriormente para evaluar el efecto del suavizado. Para comprobar la significación de la regresión se ha realizado una prueba t sobre los valores estimados de la pendiente comparándolos con cero. Los valores estimados de dicha pendiente cuantifican la variación media mensual de la variable con el tiempo. La variación anual se ha calculado multiplicando por doce la variación media mensual.

2.4.2.2. Método de Kendall

La prueba t aplicada sobre los valores estimados de la pendiente mediante regresión lineal puede llevar a resultados erróneos si los datos presentan estacionalidad, no se distribuyen normalmente o están autocorrelacionados. Hirsch et al. (1982) proponen, basándose en simulaciones de Montecarlo, comentadas anteriormente, la utilización de la prueba de Mann-Kendall o bien su versión estacional en el caso de presencia de estacionalidad, ya que se obtienen resultados más fiables que mediante regresión lineal.

La prueba de Mann-Kendall (Gilbert, 1987) es una prueba no paramétrica que no asume normalidad de datos y evita los problemas debidos a la presencia de valores extremos en los mismos. Además admite datos perdidos y datos menores de un límite de detección, debido a que utiliza magnitudes relativas y no los valores medidos *per se*.

Para un número de datos mayor de 40, como es el caso en este trabajo, la prueba es la siguiente: si x_i son los valores medidos de la variable ordenados con el tiempo (i), se calcula el valor

del estadístico S como:

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{signo}(x_j - x_k) \quad [2.12]$$

Si S es positivo indica que las medidas tomadas posteriormente en el tiempo son mayores que las tomadas en tiempos precedentes y viceversa. La varianza de S se calcula como:

$$\text{VAR}(S) = \frac{1}{18} \left[n(n-1)(2n+5) - \sum_{p=1}^g t_p \cdot (t_p-1) \cdot (2t_p+5) \right] \quad [2.13]$$

donde g es el número de valores repetidos y t_p denota las veces que se repite cada valor. El estadístico Z se calcula entonces como:

$$\begin{aligned} Z &= \frac{S+1}{[\text{VAR}(S)]^{1/2}} & S < 0 \\ Z &= 0 & S = 0 \\ Z &= \frac{S-1}{[\text{VAR}(S)]^{1/2}} & S > 0 \end{aligned} \quad [2.14]$$

Un valor positivo (negativo) de Z indica presencia de una tendencia positiva (negativa). Bajo la hipótesis nula de que no existe tendencia, Z sigue una distribución normal estandarizada. Dependiendo de si la hipótesis alternativa es la existencia de tendencia o de una tendencia positiva, se realiza una prueba de dos o una cola al nivel α de significación deseado.

Para la estimación de la pendiente se utiliza el método de Sen (1968b) que estima la pendiente como la mediana de los valores Q calculados como:

$$Q = \frac{x_j - x_k}{j - k} \quad \text{para } j > k \quad [2.15]$$

El intervalo de confianza del valor estimado se obtiene mediante el método descrito por Sen (1968b).

En el caso de existir ciclos estacionales, como es el que nos ocupa debido a la utilización de datos mensuales, es necesario utilizar una prueba que no se vea afectada por los mismos. La prueba utilizada ha sido la estacional de Kendall desarrollada a partir de la descrita anteriormente por Hirsch et al. (1982) para su utilización con datos mensuales

Si x_{il} es el valor de la variable para el mes i del año l , y L el número de años, se calcula el valor del estadístico S_i de la forma:

$$S_i = \sum_{k=l}^{n_i-1} \sum_{l=k+1}^{n_i} \text{signo}(x_{il} - x_{ik}) \quad [2.16]$$

con $l > k$, donde n_i es el número de datos para el mes i . La varianza de S_i se calcula utilizando la ecuación [2.13] para cada uno de los meses. Posteriormente se obtiene el valor de S' y de $VAR(S')$ como:

$$S' = \sum_{i=1}^{12} S_i \quad [2.17]$$

$$VAR(S') = \sum_{i=1}^{12} VAR(S_i) \quad [2.18]$$

El valor de Z_i para cada uno de los meses y el valor anual Z se calculan utilizando la ecuación [2.14]. Como en el caso anterior, bajo la hipótesis nula de no existencia de tendencia, Z y Z_i siguen una distribución normal estandarizada. En este caso, la hipótesis alternativa es que para uno o más meses los datos no son independientes del tiempo.

Se ha efectuado una prueba de homogeneidad de la tendencia entre los distintos meses utilizando el método desarrollado por van Belle y Hughes (1984). La importancia de esta prueba radica en el hecho de que si la tendencia es positiva en unos meses y negativa en otros, tanto la prueba como la tendencia anual carecen de sentido. Para realizar esta prueba se calcula el valor de:

$$\chi_{homog}^2 = \chi_{total}^2 - \chi_{tend}^2 = \sum_{i=1}^{12} Z_i^2 - 12 \cdot \bar{Z}^2 \quad [2.19]$$

donde \bar{Z} es la media de los valores Z_i obtenidos para cada uno de los meses y los Z_i están definidos por:

$$Z_i = \frac{S_i}{[VAR(S_i)]^{1/2}} \quad [2.20]$$

donde se ha omitido la corrección de continuidad (± 1). Van Belle y Hughes (1984) discuten las razones de su exclusión.

Si el valor obtenido de χ_{homog}^2 es menor que el que da la distribución χ^2 al nivel de confianza deseado con 11 grados de libertad se acepta la hipótesis de homogeneidad de tendencias en los

distintos meses. Se calcula entonces el valor de:

$$\chi^2_{tend} = 12 \cdot \bar{Z}^2 \quad [2.21]$$

que se compara con el valor de la distribución χ^2 al nivel de confianza deseado y con un grado de libertad para comprobar la significación de la tendencia anual.

En el caso de no existir homogeneidad entre los distintos meses, no tiene sentido calcular una tendencia global anual y es mejor estimar las pendientes separadamente para cada uno de los meses. El estimador de la pendiente para cada uno de los meses es la mediana de los valores Q_i calculados para cada uno de los meses ($i=1$ a 12) como:

$$Q_i = \frac{x_{il} - x_{ik}}{l - k} \quad [2.22]$$

y el estimador anual de la pendiente es la mediana de los valores de Q_i calculados para el conjunto de meses. El intervalo de confianza de las pendientes tanto mensuales como anual se ha obtenido siguiendo el método descrito por Sen (1968b).

Se ha escrito un programa de ordenador en lenguaje *QBasic* para la obtención de los valores Z_i y las pendientes mensuales y anual con su intervalo de confianza al 95%. Este programa también realiza la prueba χ^2 de homogeneidad entre meses. El programa fuente se presenta en el Anejo 1.

Finalmente, se ha efectuado la prueba de homogeneidad entre localizaciones de control desarrollada por van Belle y Hughes (1984), que permite comprobar la homogeneidad de la tendencia entre las distintas estaciones de control cuando existen ciclos estacionales como es el caso que nos ocupa. Esta prueba se basa en el valor del estadístico χ^2 calculado utilizando los valores de Z_{im} , donde i denota el mes y m la estación de control, según las expresiones indicadas en la Tabla 2.2. Si el valor calculado de χ^2 supera al valor tabulado de χ^2 con los correspondientes grados de libertad y al nivel de significación elegido quiere decir que no se cumple la hipótesis de homogeneidad o en el caso de χ^2_{tend} la de no existencia de tendencia. En el caso de existir homogeneidad entre las diferentes estaciones de control y meses, el valor de χ^2_{tend} permite dilucidar la existencia o no de una tendencia significativa para el conjunto global de meses y estaciones de control. Si no existe homogeneidad entre meses pero las estaciones son homogéneas, quiere decir que la tendencia depende del mes pero es la misma en todas las estaciones de control. Para comprobar la existencia o no de tendencia en cada mes (i) se calcula el estadístico:

$$\chi_i^2 = M \cdot \bar{Z}_i^2 \quad i = 1 \dots 12 \quad [2.23]$$

donde M es el número de estaciones de control, que se compara con el valor de χ^2 de las tablas al nivel de significación deseado con 1 grado de libertad

Si no existe homogeneidad de estaciones de control pero sí de meses quiere decir que la tendencia difiere significativamente entre las estaciones pero no entre los diferentes meses. Para comprobar la existencia o no de tendencia en cada estación (m) se calcula el valor del estadístico:

$$\chi_m^2 = K \bar{Z}_m^2 \quad m = 1 \dots M \quad [2.24]$$

Tabla 2.2. Prueba χ^2 de homogeneidad entre estaciones de control desarrollada por van Belle y Hughes (1984) M denota el número de estaciones de control y K el número de meses.

χ^2	Grados Libertad	Prueba de:
$X_{total}^2 = \sum_{i=1}^K \sum_{m=1}^M Z_{im}^2$	KM	
$\chi_{homog}^2 = \sum_{i=1}^K \sum_{m=1}^M Z_{im}^2 - KM \bar{Z}^2$	$KM - 1$	
$\chi_{mes}^2 = \sum_{i=1}^K Z_i^2 - KM \bar{Z}^2$	$K - 1$	
$\chi_{est}^2 = \sum_{m=1}^M Z_m^2 - KM \bar{Z}^2$	$M - 1$	Homogeneidad estaciones control
$X_{mes-est}^2 = X_{homog}^2 - X_{mes}^2 - X_{est}^2$	$(M - 1)(K - 1)$	Interacción mes-estación
$\chi_{tend}^2 = KM \bar{Z}^2$	1	Tendencia global

donde:

$$\bar{Z}_i = \frac{1}{M} \sum_{m=1}^M Z_{im}, \quad \text{es la media del mes } i, \text{ sobre las } M \text{ estaciones}$$

$$\bar{Z}_m = \frac{1}{K} \sum_{i=1}^K Z_{im}, \quad \text{es la media de los } K \text{ meses para la estación } m \text{ y}$$

$$\bar{Z} = \frac{1}{KM} \sum_{i=1}^K \sum_{m=1}^M Z_{im}, \quad \text{es la media global de todas las estaciones de control y meses}$$

que, como en el caso anterior, se compara con el valor χ^2 de las tablas con 1 grado de libertad al nivel de significación deseado.

En el caso de que tanto χ^2_{est} como χ^2_{mes} sean significativos, o en el caso de que la interacción estación-mes ($\chi^2_{est-mes}$) sea significativa, es necesario comprobar la tendencia para cada mes dentro de cada estación utilizando el valor del estadístico Z_{im} y comparándolo con el valor de Z obtenido de la tabla Normal al nivel de significación deseado.

2.4.3. Relación Conductividad Eléctrica (CE) - Sólidos Disueltos Totales (SDT)

Se ha obtenido la relación entre CE ($dS \cdot m^{-1}$) y sólidos disueltos totales (SDT , $mg \cdot L^{-1}$) en cada una de las estaciones mediante regresión lineal. El modelo elegido ha sido el siguiente:

$$SDT (mg \cdot L^{-1}) = f \cdot CE (dS \cdot m^{-1}) \quad [2.25]$$

La regresión se ha ajustado separadamente en cada una de las estaciones, ya que la misma depende en gran medida de la composición iónica del agua en cada estación (Isidoro y Quílez, 1995). El valor de la pendiente, f , se ha utilizado para convertir los valores de CE en valores de SDT en cada una de las estaciones.

2.5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.5.1. Relación caudal (Q) - salinidad (CE)

En la Figura 2.5 se presenta la evolución con el tiempo de Q ($m^3 \cdot s^{-1}$) y CE ($dS \cdot m^{-1}$, $25^\circ C$) en las dieciséis estaciones analizadas en este trabajo. Puede observarse que en algunas estaciones la amplitud vertical de las oscilaciones de la CE tiende a aumentar con el tiempo. Asimismo, se detectan incrementos de la salinidad con el tiempo desde nulos a relativamente elevados según estaciones, aunque la periodicidad de los datos limita la observación de tendencias temporales. En las estaciones localizadas en el río Ebro en Pina y en el río Gállego en Zaragoza las series de caudal son muy limitadas, razón por la cual no ha podido establecerse en las mismas la relación caudal-salinidad (CE). En la Figura 2.6 se presenta la relación entre el caudal y la CE en las catorce estaciones restantes.

Las ecuaciones de regresión han sido estáticas (mismo mes para CE y caudal) para todas las

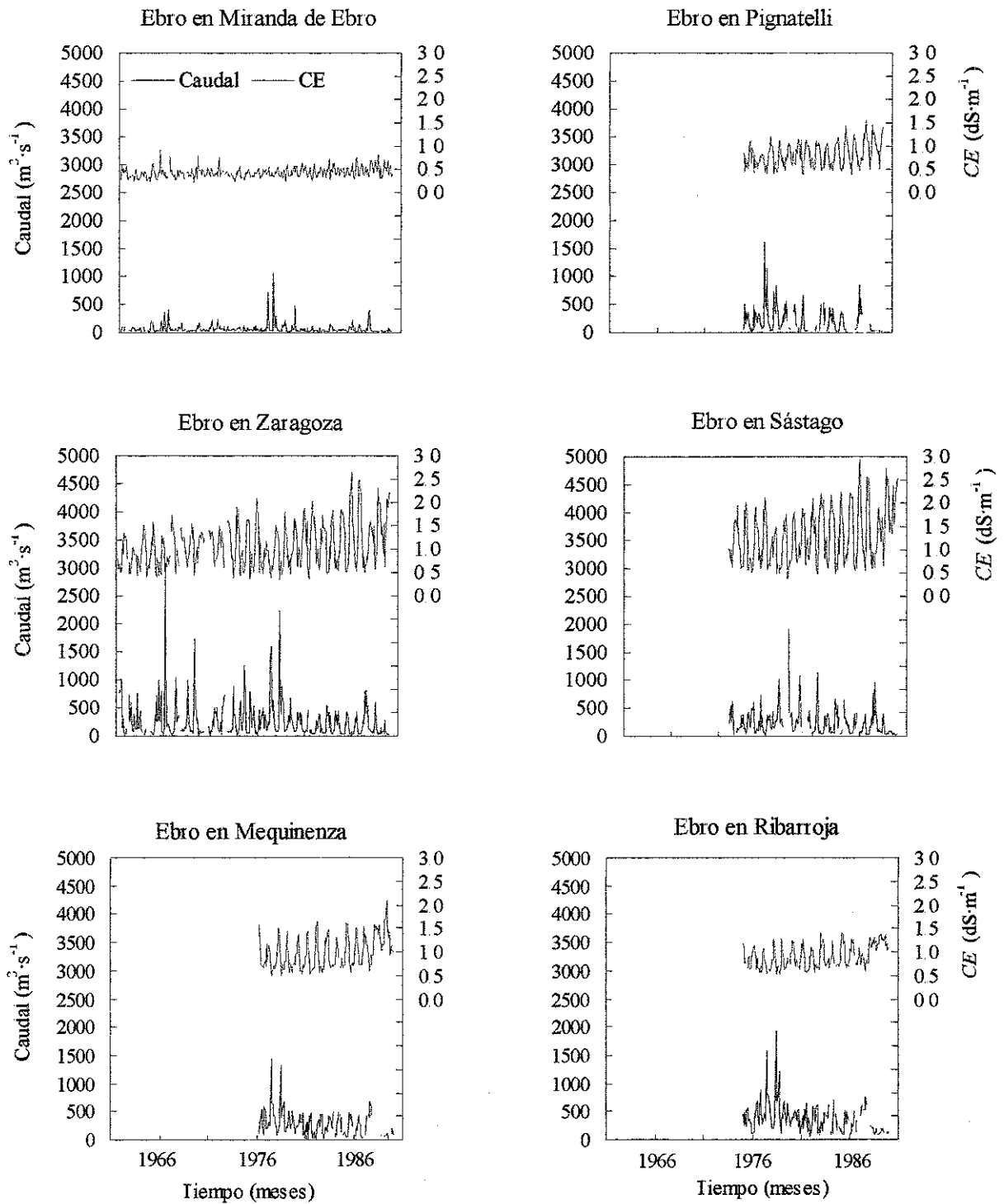


Figura 2.5. Evolución con el tiempo del caudal ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) y la CE ($\text{dS} \cdot \text{m}^{-1}$, 25°C) en las estaciones analizadas

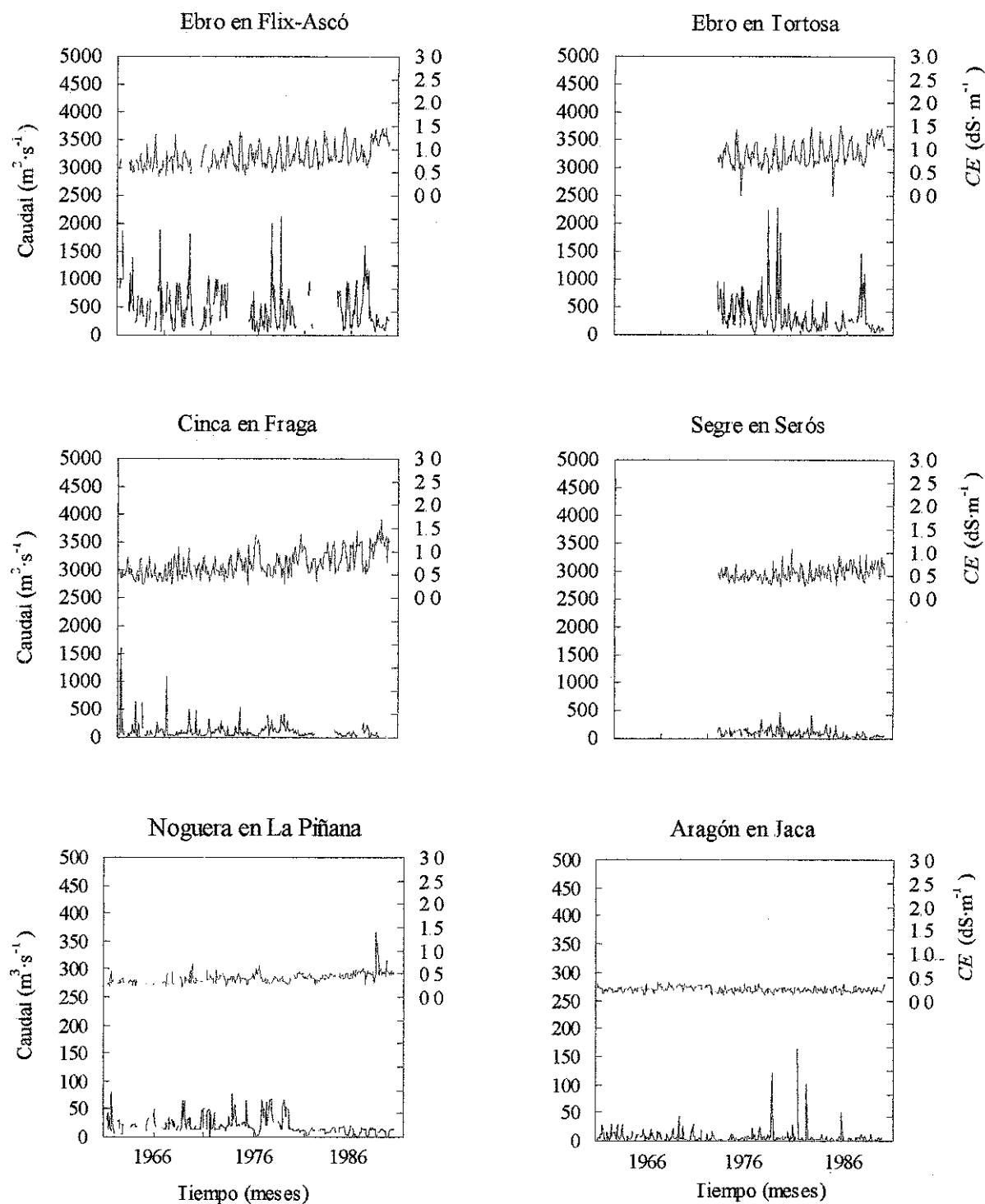


Figura 2.5 (cont.). Evolución con el tiempo del caudal (m³·s⁻¹) y la CE (dS·m⁻¹, 25°C) en las estaciones analizadas

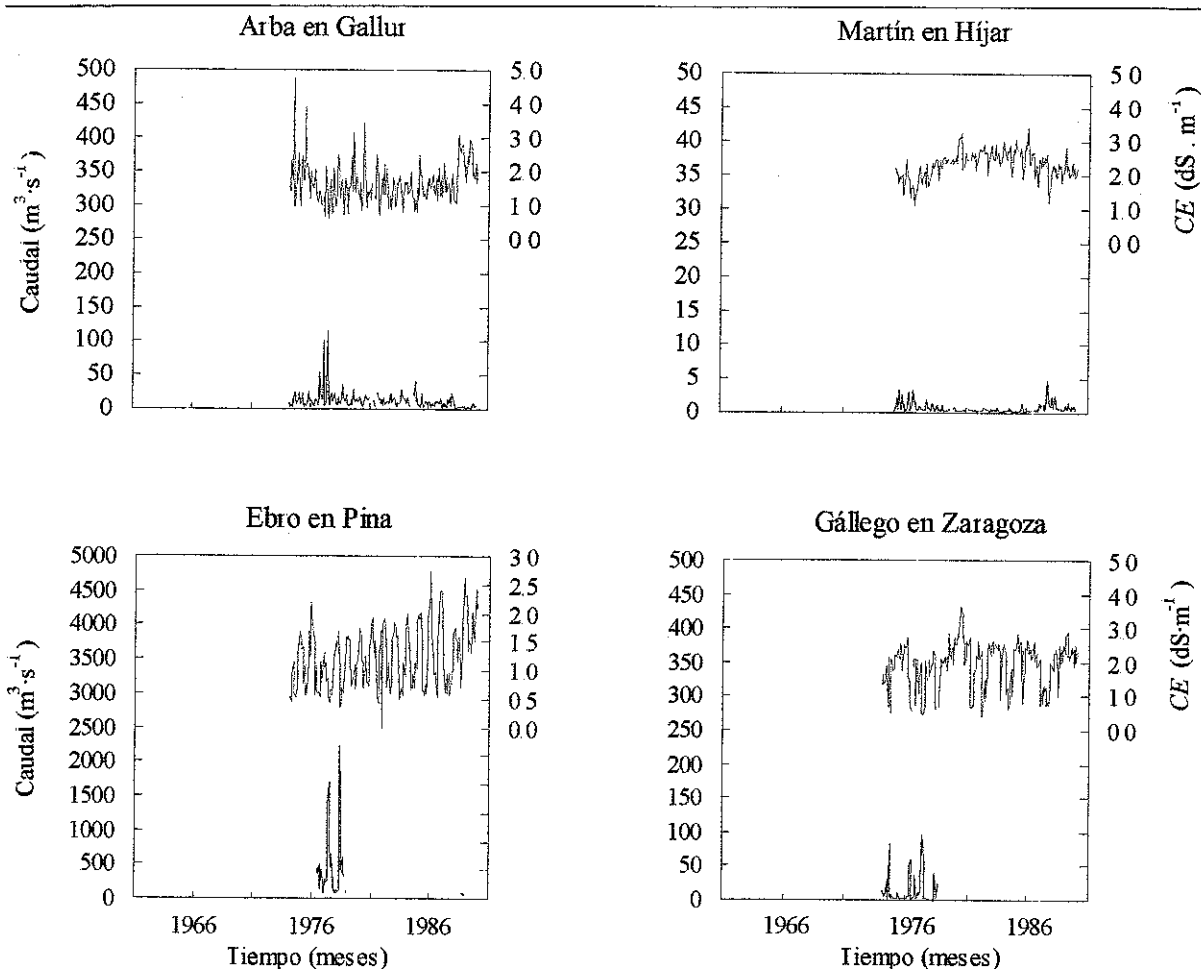


Figura 2.5 (cont.).- Evolución con el tiempo del caudal ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) y la CE (dS m^{-1} , 25°C) en las estaciones analizadas

estaciones, excepto para las localizadas en el Ebro en Mequinenza, Ribarroja, Flix-Ascó y Tortosa, situadas detrás de los embalses de Mequinenza y Ribarroja, para las que los mayores coeficientes de determinación se han obtenido con ecuaciones de regresión dinámicas obtenidas tomando la CE de un mes y el caudal del mes anterior, lo que sugiere que, en estas estaciones, la CE va retrasada un mes con respecto al caudal

En la Tabla 2.3 se presenta, para cada estación, los valores estimados de los parámetros a y b de la ecuación [2.9] junto con sus errores estándar y los coeficientes de determinación (r^2) entre los valores de CE medidos y estimados. Las regresiones explican menos del 10% de la variación de la CE en las estaciones del río Aragón en Jaca y del Ebro en Miranda, mientras que en el resto de

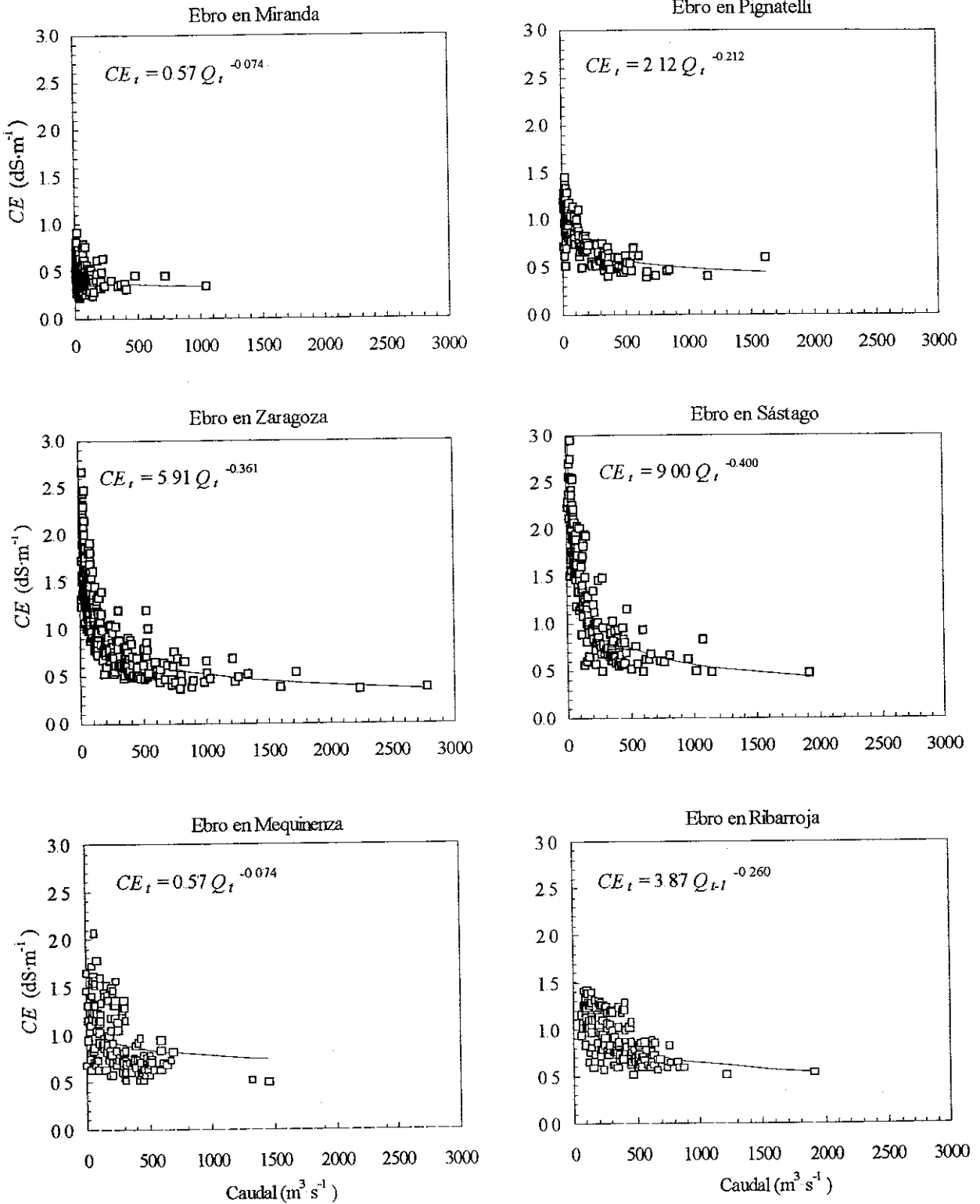


Figura 2.6. Relación entre caudal ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) y CE ($\text{dS} \text{m}^{-1}$, 25°C) instantáneos mensuales en las estaciones analizadas.

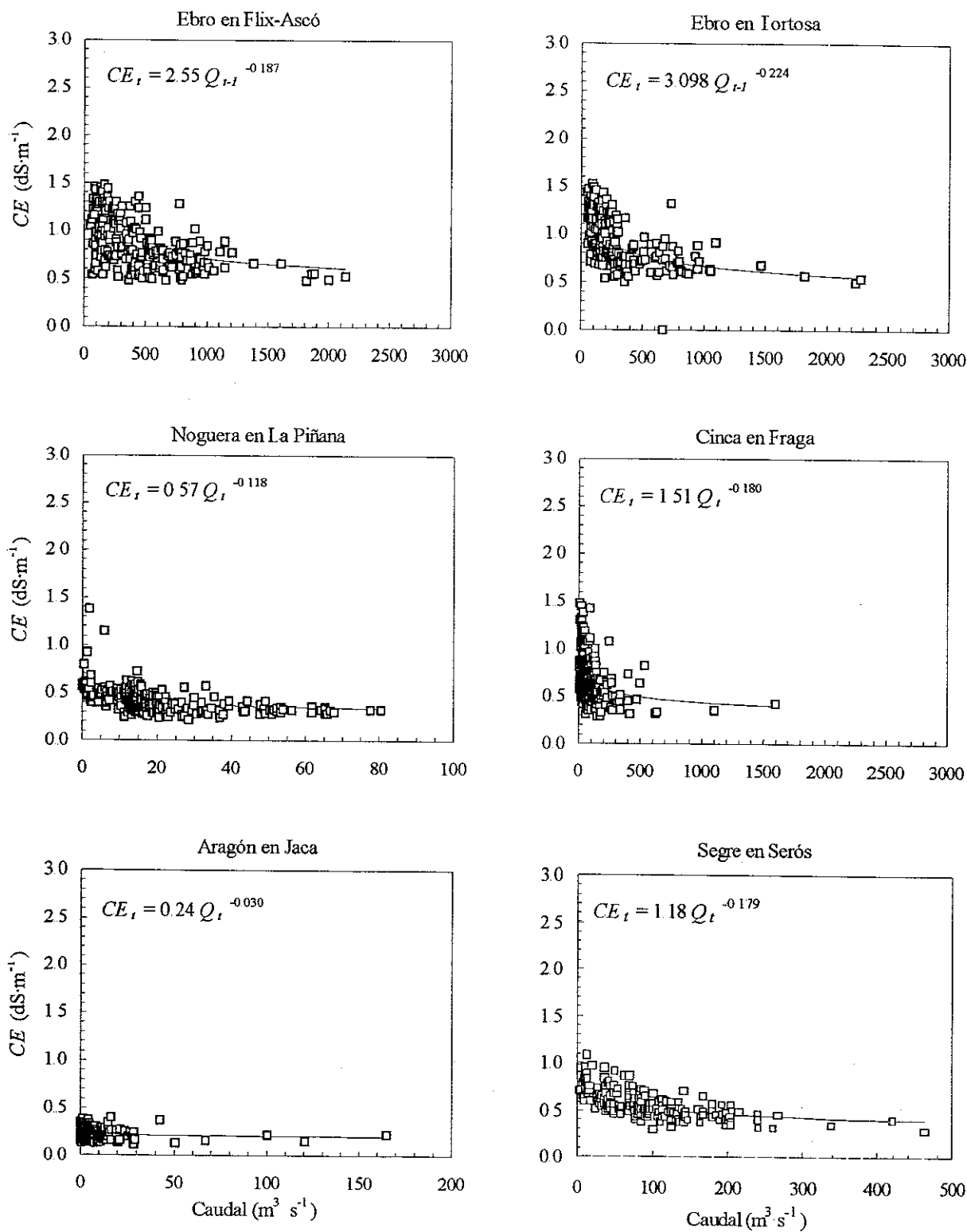


Figura 2.6 (cont.). Relación entre caudal ($m^3 \cdot s^{-1}$) y CE ($dS \cdot m^{-1}$, $25^\circ C$) instantáneos mensuales en las estaciones analizadas.

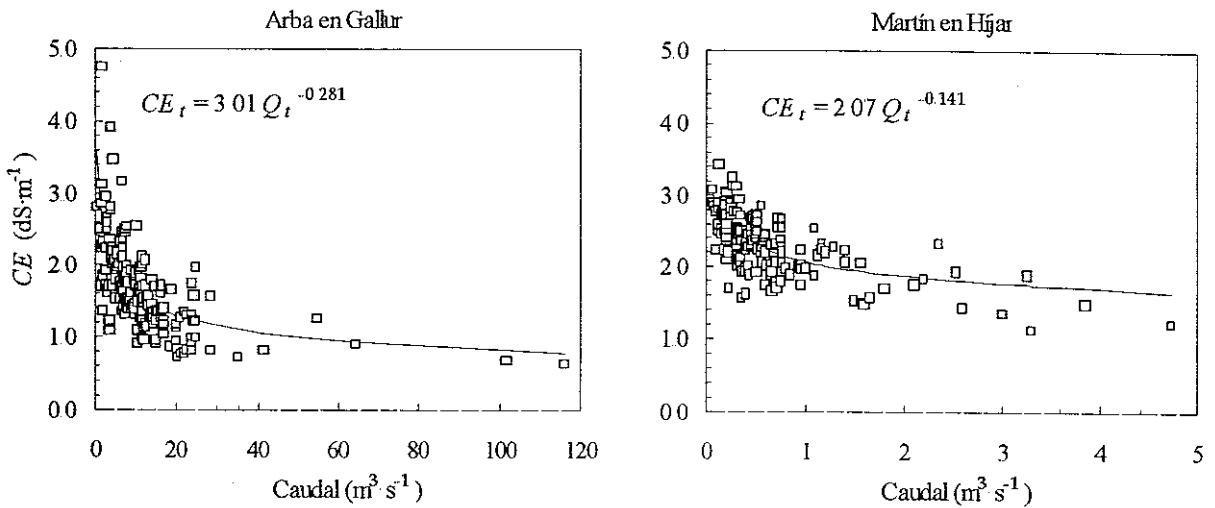


Figura 2.6 (cont.). Relación entre caudal ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) y CE ($\text{dS} \cdot \text{m}^{-1}$, 25°C) instantáneos mensuales en las estaciones analizadas

estaciones explican entre el 18% (Ebro en Mequinenza) y el 77% (Ebro en Sástago), siendo menor para las estaciones localizadas detrás de los embalses. Los valores estimados del parámetro b han sido negativos en todos los casos, indicando que la salinidad disminuye al aumentar el caudal. Los valores estimados del parámetro a , o valor de CE para $Q = 1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y relacionado con la CE del caudal base, varían entre $0.2 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ (Aragón en Jaca) y $9.0 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ (Ebro en Sástago).

La Figura 2.7 indica que los valores estimados de los parámetros a y b están altamente correlacionados ($r = -0.92$) y relacionados con la salinidad de la estación. En general, conforme aumenta la salinidad de una estación aumenta el valor de a y el valor absoluto de b . Así, las estaciones en cabecera de los ríos, que son las de menor salinidad, se agrupan en la parte superior izquierda de la gráfica y presentan los valores más bajos de a y b (en valor absoluto). Las estaciones de salinidad más elevada, como el Ebro en Zaragoza y el Ebro en Sástago se desplazan hacia la parte inferior derecha de la gráfica, aunque no es sólo el valor medio de la CE sino también su coeficiente de variación el que define su posición en la gráfica, como se verá posteriormente.

Puede observarse que las estaciones localizadas en el río Ebro, representadas por cuadrados, se desplazan de izquierda a derecha al aumentar la salinidad de las aguas desde Miranda ($CE_{media} = 0.4 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$), pasando por Pignatelli ($CE_{media} = 0.8 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$) y Zaragoza ($CE_{media} = 1.1 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$), hasta Sástago ($CE_{media} = 1.2 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$). Sin embargo, a partir de Sástago las estaciones se desplazan hacia arriba y a la

Tabla 2.3. Valores estimados y errores estándar de los parámetros a y b de la ecuación 1CE_t ($dS \cdot m^{-1}$) $= a Q_t^b$ ($m^3 \cdot s^{-1}$) o 2CE_t ($dS m^{-1}$) $= a Q_{t,l}^b$ ($m^3 \cdot s^{-1}$) y coeficientes de determinación (r^2) de la regresión lineal entre los valores de CE observados y los estimados mediante las ecuaciones anteriores. Período de datos indicado en Tabla 2.1 N es el número de pares de observaciones

	N	a (error est.)	b (error est.)	r^2 Obs-Est
Ebro en Miranda¹	335	0.570 (0.033)	-0.074 (0.016)	0.058**
Ebro en Pignatelli¹	151	2.120 (0.117)	-0.212 (0.013)	0.669**
Ebro en Zaragoza¹	330	5.914 (0.352)	-0.351 (0.013)	0.715**
Ebro en Sástago¹	199	9.001 (0.636)	-0.400 (0.016)	0.769**
Ebro en Mequinenza²	146	1.746 (0.190)	-0.118 (0.021)	0.176**
Ebro en Ribarroja²	163	3.869 (0.516)	-0.260 (0.024)	0.426**
Ebro en Flix-Ascó²	237	2.547 (0.294)	-0.187 (0.020)	0.276**
Ebro en Tortosa²	196	3.098 (0.340)	-0.224 (0.021)	0.391**
Aragón en Jaca¹	328	0.239 (0.004)	-0.030 (0.010)	0.024*
Arba en Gallur¹	184	3.011 (0.130)	-0.281 (0.021)	0.468**
Cinca en Fraga¹	299	1.509 (0.126)	-0.180 (0.020)	0.216**
Martín en Híjar¹	175	2.070 (0.032)	-0.141 (0.013)	0.434**
Noguera en La Piñana¹	300	0.569 (0.017)	-0.118 (0.011)	0.245**
Segre en Serós¹	205	1.178 (0.061)	-0.179 (0.013)	0.463**

**Significativamente diferente de cero $P < 0.01$

* Significativamente diferente de cero $P < 0.05$

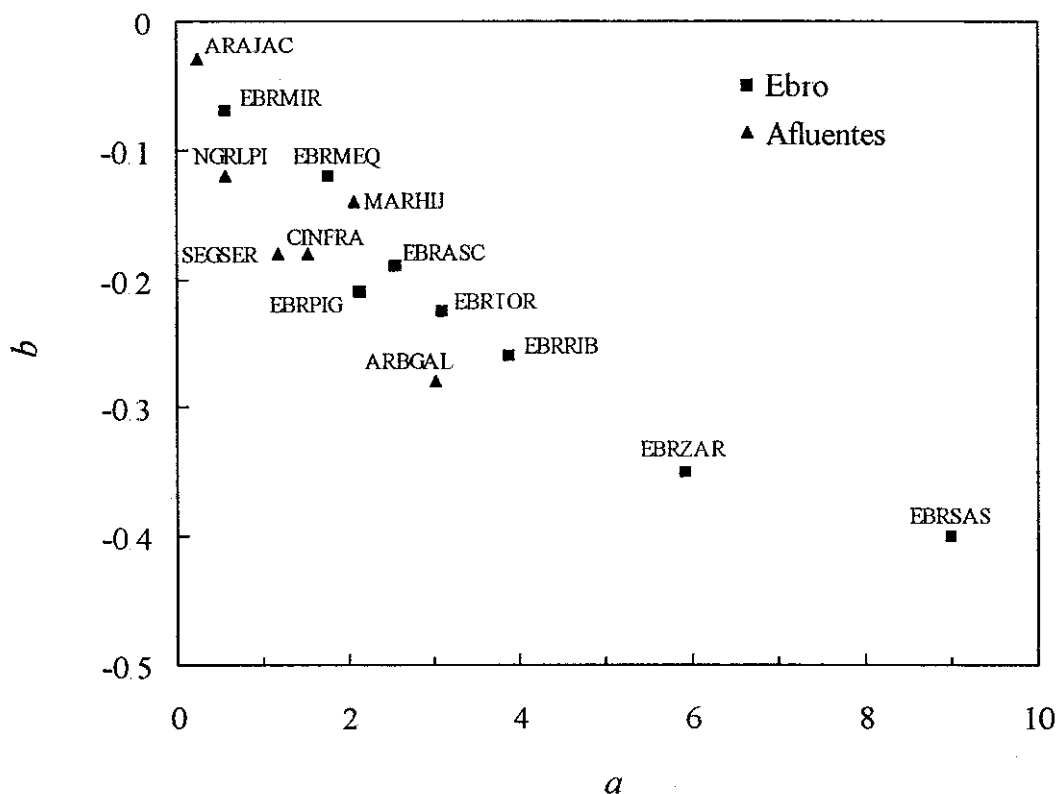


Figura 2.7. Relación entre los parámetros a y b de la ecuación de regresión $CE_t = a Q^{b-t-m}$, donde m indica el retraso. Período de datos indicado en Tabla 2.1.

izquierda sobre la diagonal de la gráfica: Mequinenza ($CE_{media}=1.0 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$), Ribarroja ($CE_{media}=0.9 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$), Flix-Ascó ($CE_{media}=0.8 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$) y Tortosa ($CE_{media}=0.9 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$). Este hecho está al menos condicionado por tres factores, (i) el efecto homogeneizador (o de suavizado) de los embalses sobre los valores extremos de caudal y la CE , (ii) el efecto de dilución de las aguas de los ríos Segre y Cinca sobre las aguas del Ebro por debajo de la estación de Mequinenza, y (iii) el retraso en un mes de la CE con respecto al caudal en estas estaciones.

En las estaciones localizadas en los afluentes, se observa que las de menor salinidad, como el Aragón en Jaca ($CE_{media}=0.2 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$) o el Noguera en la Piñana ($CE_{media}=0.4 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$), se sitúan en la parte superior izquierda de la gráfica. Las estaciones situadas en el sistema Segre-Cinca, como Noguera Ribagorzana en La Piñana ($CE_{media}=0.4 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$), Segre en Serós ($CE_{media}=0.6 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$) y Cinca en Fraga ($CE_{media}=0.7 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$), se sitúan ligeramente a la izquierda de las del Ebro. Esto indica

que para un mismo valor de a (CE para un caudal de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), la CE disminuye con el caudal más rápidamente en estas estaciones que en las localizadas en el Ebro, es decir el efecto diluyente de las escorrentías superficiales es proporcionalmente mayor

La estación localizada en el río Arba en Gallur ($CE_{media}=1.6 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$) se sitúa más abajo en la gráfica que las del sistema Segre-Cinca debido a su mayor salinidad, y se encuentra asimismo desplazada a la izquierda con respecto al río Ebro. El efecto de dilución en esta estación es mayor que en el río Ebro y semejante a la del sistema Segre-Cinca. Finalmente, la estación localizada en el río Martín en Híjar es la de mayor salinidad ($CE_{media}=2.3 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$) pero se sitúa en la parte intermedia de la gráfica debido a que la variabilidad de la salinidad es menor como se verá posteriormente

La relación inversa entre los parámetros a y b se explica en base a que, para un volumen del caudal base constante, cuanto mayor es la salinidad de los aportes subterráneos (estrechamente vinculada al parámetro a), mayor es el poder relativo de dilución de los aportes superficiales, ya que el modelo potencial asume que las escorrentías superficiales tienen salinidad nula. Lógicamente este hecho está también condicionado por el volumen del caudal base, ya que cuanto menor es éste, mayor es el poder de dilución de los aportes superficiales

Para profundizar más en el significado de los parámetros a y b se ha analizado la relación de los mismos con los siguientes estadísticos de la variable CE : media, media ponderada por el caudal, desviación estándar, coeficiente de variación y rango entre cuartiles. El rango entre cuartiles se ha calculado como la diferencia entre los cuartiles 75% y 25% y se ha preferido usar frente al rango completo de la variable para evitar dar mucho peso a los valores extremos de salinidad.

La matriz de correlaciones entre las distintas variables se presenta en la Tabla 2.4. La correlación entre los parámetros a y b y la CE media de las estaciones, bien como media aritmética o como media ponderada por el caudal, no es significativamente diferente de cero ($P>0.05$).

Tal como se puede apreciar en las Figuras 2.8 (a) y 2.8 (b), esta falta de correlación es debida a que, aunque la relación entre estos parámetros y la CE_{media} es buena para las estaciones localizadas sobre el mismo río, como el Ebro o el sistema Segre-Cinca, la misma varía sustancialmente de unos ríos a otros dependiendo de las características de los mismos. Ambos parámetros, sin embargo, presentan altos coeficientes de correlación con los estadísticos que definen la variación de la variable, tales como la desviación estándar (Tabla 2.4), el coeficiente de variación (Figuras 2.8 (c) y 2.8 (d)) y, en particular, el rango entre cuartiles (Figuras 2.8 (e) y 2.8 (f)) con el que se obtuvieron los mayores

Tabla 2.4. Matriz de correlaciones entre los parámetros a y b y los siguientes estadísticos de la CE : media, desviación estándar, rango, coeficiente de variación y media ponderada por el caudal. Período de datos indicado en Tabla 2.1

	b	Media	Des. est.	Rango	CV(%)	Media P.
a	- .917**	.407 ^{NS}	.741**	.866**	.681**	.262 ^{NS}
b		-.415 ^{NS}	-.765**	-.830**	-.711**	-.271 ^{NS}
Media			.783**	.695**	.016 ^{NS}	.982**
Des. est.				.950**	.602*	.668**
Rango					.673**	.565*
CV(%)						-.153 ^{NS}

** Significativamente diferente de cero $P < 0.01$

* Significativamente diferente de cero $P < 0.05$

^{NS} No significativamente diferente de cero $P > 0.05$

coeficientes de correlación (Tabla 2.4)

La explicación a esta relación tan estrecha entre los parámetros a y b y el rango de variación de la variable CE tiene su origen en el propio modelo potencial, y refleja el comportamiento de los fenómenos de dilución en estos ríos: cuanto mayor es la variabilidad de la CE , mayor es en general la salinidad de los aportes subterráneos (relacionada con el valor del parámetro a) ya que el modelo potencial asume que los aportes superficiales tienen una salinidad nula. Es obvio que esta relación está también influenciada por el volumen de la componente subterránea o, más exactamente, por la relación entre el caudal base y el caudal total del río.

Finalmente, se ha realizado un análisis de regresión lineal múltiple entre los parámetros a y b y los distintos estadísticos mencionados anteriormente. Para el parámetro a , es posible explicar el 83% de su variación utilizando como variables independientes el rango y la media ponderada. Para el parámetro b , es posible explicar el 69% de su variación utilizando como única variable independiente el rango; se observa, además, que la inclusión del resto de variables en el modelo no es significativa. En ambos casos la estación del río Ebro en Mequinenza dio errores estandarizados mayores que tres, indicando que esta estación tiene un comportamiento diferente de las demás estaciones.

La utilización de series de datos de distinta longitud en cada una de las estaciones limita el establecimiento de resultados fiables, debido fundamentalmente a la posibilidad de que la relación entre caudal y CE pueda cambiar con el tiempo. Por ello se ha realizado un análisis de la estabilidad temporal de la relación $Q-CE$ que se presenta a continuación.

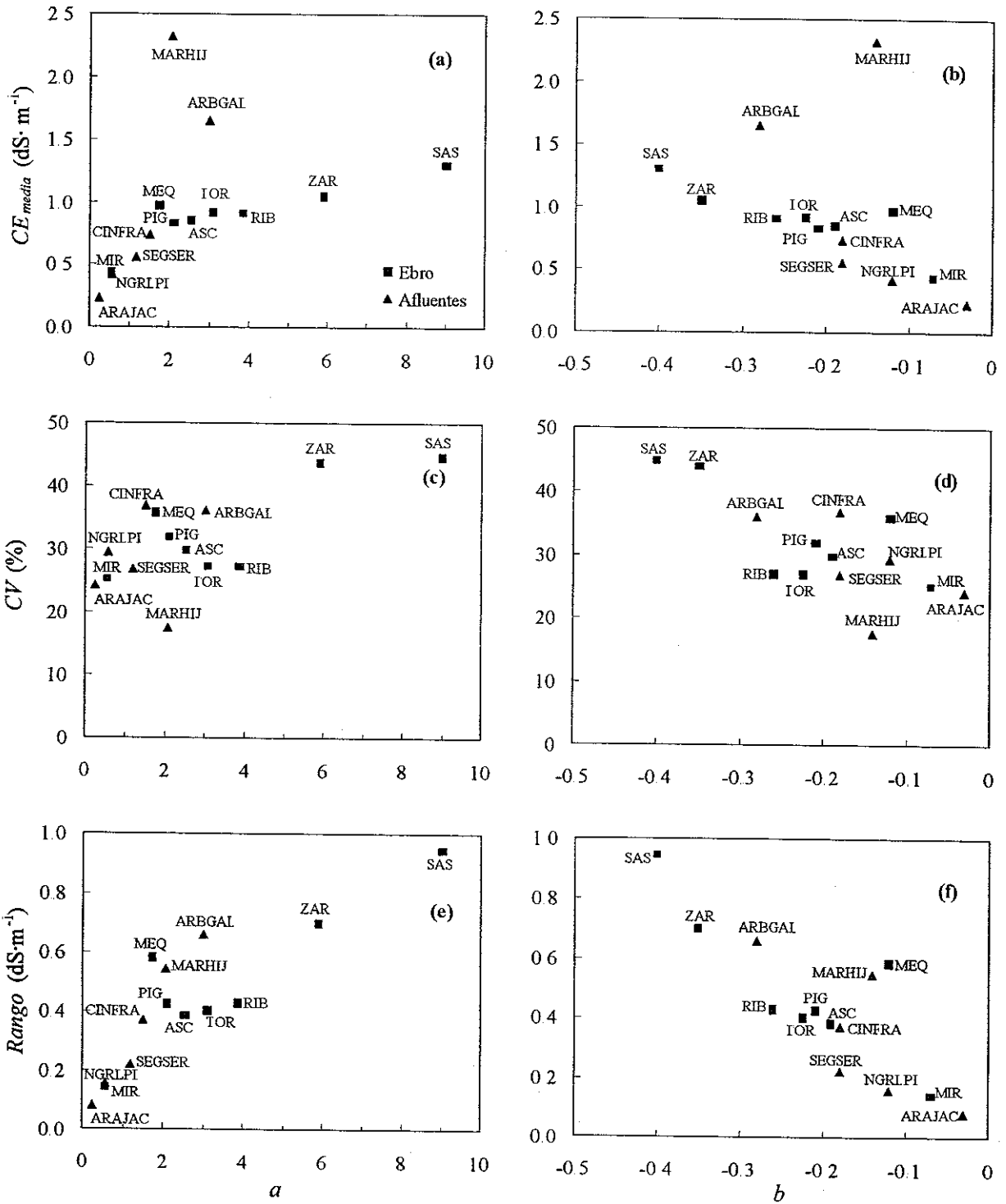


Figura 2.8. Relación entre los parámetros a y b de la ecuación de regresión $CE_t = a Q_{t-m}^b$ y el valor medio (CE_{media}), el coeficiente de variación (CV, %) y el rango entre cuartiles de la CE. Período de datos indicado en Tabla 2.1.

2.5.1.1. Estabilidad temporal

La estabilidad temporal de la relación Q - CE se ha analizado en las estaciones para las que se disponía de datos desde octubre de 1961 (Ebro en Zaragoza, Ebro en Flix-Ascó, Cinca en Fraga y Noguera Ribagorzana en La Piñana) dividiendo las series originales en dos subseries, la primera de octubre de 1961 a septiembre de 1975 (14 años) y la segunda de octubre de 1975 a septiembre de 1990 (15 años).

Los resultados de la prueba F de comparación de las ecuaciones de regresión $CE = a Q^b$ (Tabla 2.5) indican que existen diferencias significativas ($P < 0.01$) entre las ecuaciones establecidas para cada uno de los dos períodos temporales. En todas las estaciones, pero sobre todo para las localizadas en el Ebro en Zaragoza y Cinca en Fraga, los valores de a y de b (valor absoluto) son mayores para el segundo que para el primer período de tiempo. Es importante señalar que, tanto en el Ebro en Zaragoza como en el Cinca en Fraga, la CE correspondiente a un caudal unitario aumenta en unas tres veces entre ambos períodos, alcanzando para el período más reciente (1975 a 1990) valores altos en el Cinca en Fraga ($3.2 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$) y muy altos en el Ebro en Zaragoza ($9.8 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$).

Las relaciones Q - CE de las dos subseries analizadas (Figura 2.9) muestran con claridad que en los ríos Noguera en La Piñana, Cinca en Fraga y Ebro en Flix-Ascó el cambio en la relación implica que, para un mismo caudal, la CE es mayor en el período octubre 1975 a septiembre 1990

Tabla 2.5. Estabilidad temporal de la relación ${}^1CE \text{ (dS}\cdot\text{m}^{-1}) = a Q_t^b \text{ (m}^3 \text{ s}^{-1})$ o ${}^2CE \text{ (dS}\cdot\text{m}^{-1}) = a Q_{t-1}^b \text{ (m}^3 \text{ s}^{-1})$. Entre paréntesis se dan los errores estándar de las estimas y en la última columna los valores del estadístico F y su significación

	Oct 61 - Sep 90			Oct 61 - Sep 75			Oct 75 - Sep 90			F
	a	b	r^2	a	b	r^2	A	b	r^2	
Ebro en Zaragoza ¹	5.91 (0.35)	-0.35 (0.01)	0.71**	3.58 (0.29)	-0.26 (0.02)	0.64**	9.75 (0.66)	-0.45 (0.02)	0.86**	72.96**
Ebro en Flix-Ascó ²	2.55 (0.29)	-0.19 (0.02)	0.19**	1.87 (0.34)	-0.15 (0.03)	0.21**	2.53 (0.35)	-0.17 (0.03)	0.28**	16.29**
Cinca en Fraga ¹	1.51 (0.13)	-0.18 (0.02)	0.22**	1.04 (0.09)	-0.13 (0.02)	0.19**	3.18 (0.31)	-0.32 (0.02)	0.56**	116.42**
Noguera en La Piñana ¹	0.57 (0.02)	-0.12 (0.01)	0.25**	0.45 (0.05)	-0.07 (0.03)	0.03*	0.58 (0.02)	-0.10 (0.01)	0.23**	17.31**

**Estadísticamente significativo $P < 0.01$

*Estadísticamente significativo $P < 0.05$

que en el período octubre 1961 a septiembre 1975 para todo el rango de caudales. Sin embargo en el caso del Ebro en Zaragoza la CE es mayor en el período octubre 1975 a septiembre 1990 para el rango de caudales menores de $200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, pero para caudales mayores la curva del período octubre 1961 a septiembre 1975 se sitúa ligeramente por encima de la anterior. De cualquier forma las mayores diferencias entre las dos curvas se sitúan en el periodo de caudales bajos e indican que la salinidad del aporte subterráneo ha aumentado con el tiempo.

Una vez constatada la presencia de un cambio temporal de la relación Q - CE en estas estaciones (y presumiblemente en el resto, aunque no se ha podido comprobar por insuficiencia de datos), se procedió a reajustar las ecuaciones de regresión entre caudal y CE utilizando únicamente los datos del período octubre de 1975 (excepto Ebro en Mequinenza con datos desde Octubre de

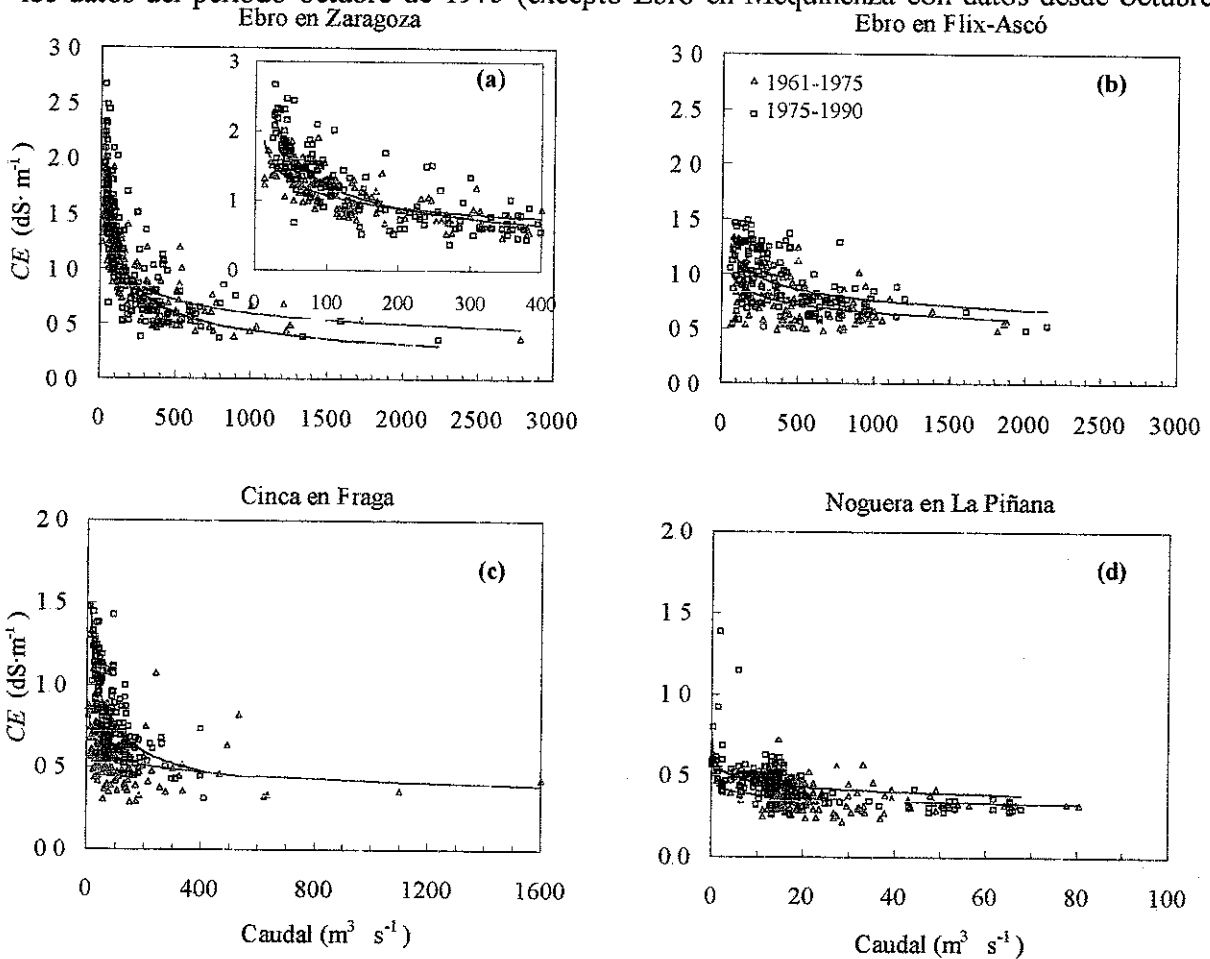


Figura 2.9. Relación entre la CE y el caudal para los períodos octubre de 1961 a septiembre de 1975 y octubre de 1975 a septiembre de 1990, para las estaciones localizadas en los ríos (a) Ebro en Zaragoza, (b) Ebro en Flix-Ascó, (c) Cinca en Fraga y (d) Noguera en La Piñana

1976) a septiembre de 1990, que están completos en todas las estaciones. Los valores ajustados de los parámetros a y b , junto con sus errores de estimación y el coeficiente de determinación (r^2) de la regresión lineal entre los valores de CE medidos y estimados se presentan en la Tabla 2.6. Puede

Tabla 2.6. Valores estimados y errores estándar de los parámetros a y b de la ecuación 1CE_t ($dS\ m^{-1}$) $= a \cdot Q_t^b$ ($m^3\ s^{-1}$) o 2CE_t ($dS\ m^{-1}$) $= a \cdot Q_{t-1}^b$ ($m^3\ s^{-1}$) y coeficientes de determinación (r^2) de la regresión lineal entre los valores de CE observados y los estimados mediante las ecuaciones anteriores. Período octubre de 1975 a septiembre de 1990. N es el número de pares de datos.

	N	A (error est.)	b (error est.)	r^2 Obs-Est
Ebro en Miranda¹	180	0.637 (0.041)	-0.092 (0.018)	0.126**
Ebro en Pignatelli¹	151	2.120 (0.117)	-0.212 (0.013)	0.669**
Ebro en Zaragoza¹	179	9.753 (0.656)	-0.450 (0.016)	0.858**
Ebro en Sástago¹	164	9.117 (0.679)	-0.400 (0.017)	0.795**
Ebro en Mequinenza²	146	1.746 (0.190)	-0.118 (0.021)	0.176**
Ebro en Ribarroja²	163	3.869 (0.516)	-0.260 (0.024)	0.426**
Ebro en Flix-Ascó²	140	2.527 (0.353)	-0.174 (0.025)	0.278**
Ebro en Tortosa²	161	3.270 (0.384)	-0.235 (0.023)	0.429**
Aragón en Jaca¹	171	0.236 (0.004)	-0.073 (0.014)	0.130**
Arba en Gallur¹	173	2.873 (0.125)	-0.264 (0.021)	0.463**
Cinca en Fraga¹	137	3.184 (0.312)	-0.317 (0.024)	0.558**
Martín en Híjar¹	175	2.070 (0.032)	-0.141 (0.013)	0.434**
Noguera en La Piñana¹	171	0.580 (0.019)	-0.099 (0.013)	0.234**
Segre en Serós¹	174	1.199 (0.066)	-0.183 (0.014)	0.489**

** Significativamente diferente de cero $P < 0.01$

observarse que, en general, los valores de r^2 son superiores a los obtenidos para el período completo (Tabla 2.3), y que los valores de a son asimismo superiores, lo que sugiere que la salinidad de los aportes subsuperficiales ha aumentado en el período más reciente analizado

En la Figura 2.10 se presenta la relación entre los valores estimados de estos dos parámetros para el período octubre de 1975 a septiembre de 1990. De la comparación de las Figuras 2.7 y 2.10 se deduce asimismo el cambio en la relación entre caudal y CE en algunas estaciones, y especialmente en las localizadas en el Ebro en Zaragoza y el Cinca en Fraga

Para este período, la correlación entre los valores estimados de los parámetros a y b aumenta ligeramente (de -0.917 a -0.926) y es altamente significativa. La correlación de estos parámetros con los estadísticos de la variable CE (Tabla 2.7) no cambia en general con respecto a la obtenida con el conjunto de todos los datos (Tabla 2.4). El rango entre cuartiles es el parámetro que, de nuevo, presenta la mejor correlación tanto con a (correlación positiva) como con b (correlación negativa). En el análisis de regresión lineal múltiple realizado, la única variable significativa fue el rango entre

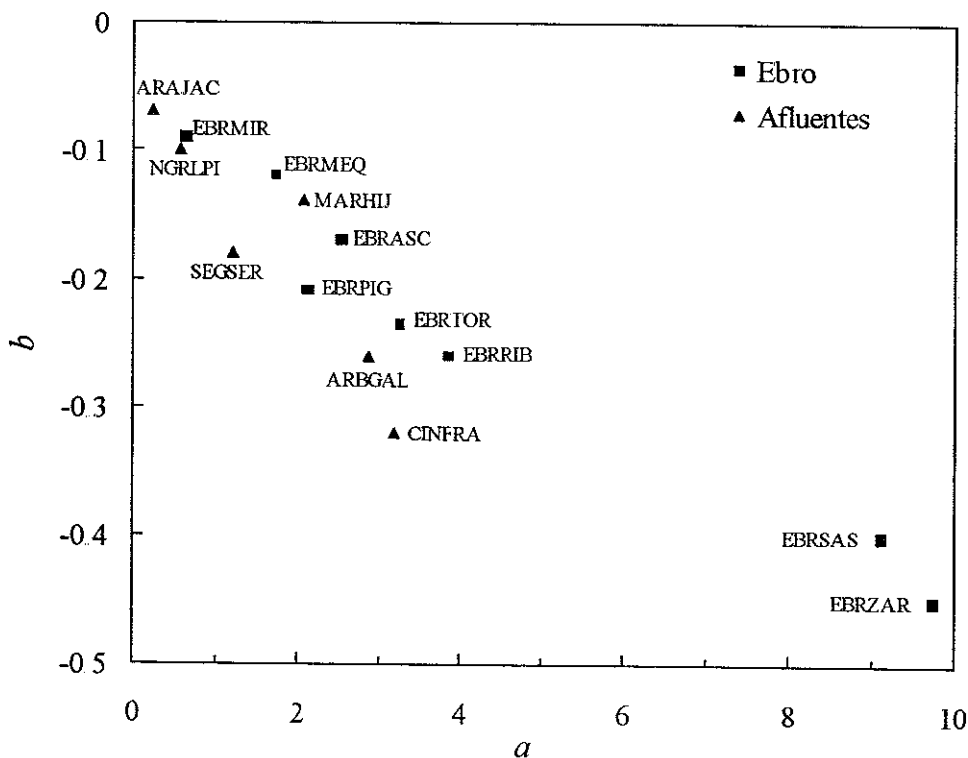


Figura 2.10. Relación entre los parámetros a y b de la ecuación de regresión $CE_t = a Q_{t-m}^b$, donde m indica el retraso. Período octubre de 1975 a septiembre de 1990

cuartiles, y la inclusión de variables adicionales no mejoró la relación. El rango entre cuartiles explica el 75% de la variación del parámetro a y el 66% de la variación del parámetro b . Como se dijo anteriormente, esta relación tan estrecha entre los parámetros a y b y el rango de variación de la variable CE tiene su origen en el propio modelo potencial y refleja el comportamiento de los fenómenos de dilución en estos ríos.

Tabla 2.7. Matriz de correlaciones entre los parámetros a y b y los siguientes estadísticos de la CE : media, desviación estándar, rango, coeficiente de variación y media ponderada por el caudal. Período octubre de 1975 a septiembre de 1990

	b	Media	Des. est.	Rango	CV(%)	Media P.
a	-0.926**	366 ^{NS}	745**	865**	687**	185 ^{NS}
b		-344 ^{NS}	-700**	-814**	-626**	-166 ^{NS}
Media			747**	669**	060 ^{NS}	976**
Des. est.				962**	684*	619**
Rango					715**	524 ^{NS}
CV(%)						-091 ^{NS}

** Significativamente diferente de cero $P < 0.01$

* Significativamente diferente de cero $P < 0.05$

^{NS} No significativamente diferente de cero $P > 0.05$

2.5.1.2. Histéresis

En la Figura 2.11 se presentan las gráficas codificadas por meses del logaritmo del caudal frente al logaritmo de la CE para cada una de las estaciones analizadas. En tonos azules-verdes están representados los meses de caudal descendente y en tonos rojos los de caudal ascendente.

En el río Ebro en Miranda se aprecia un fenómeno de histéresis, con los meses de agosto a noviembre (en azul-verde) situados en la parte inferior de la nube de puntos y los de marzo a junio (en rojo) situados en la parte superior. En la estación localizada en Pignatelli los caudales van en ascenso en el período de agosto a marzo y en descenso en los meses de abril a julio, no observándose ningún fenómeno de histéresis. Este cambio en el ritmo de los caudales con respecto a la estación de Miranda es debido al efecto del embalse de Pignatelli y a la detración del Canal de Lodosa y el Canal Imperial de Aragón en el tramo comprendido entre las dos estaciones (fundamentalmente en la estación de riego de abril a septiembre).

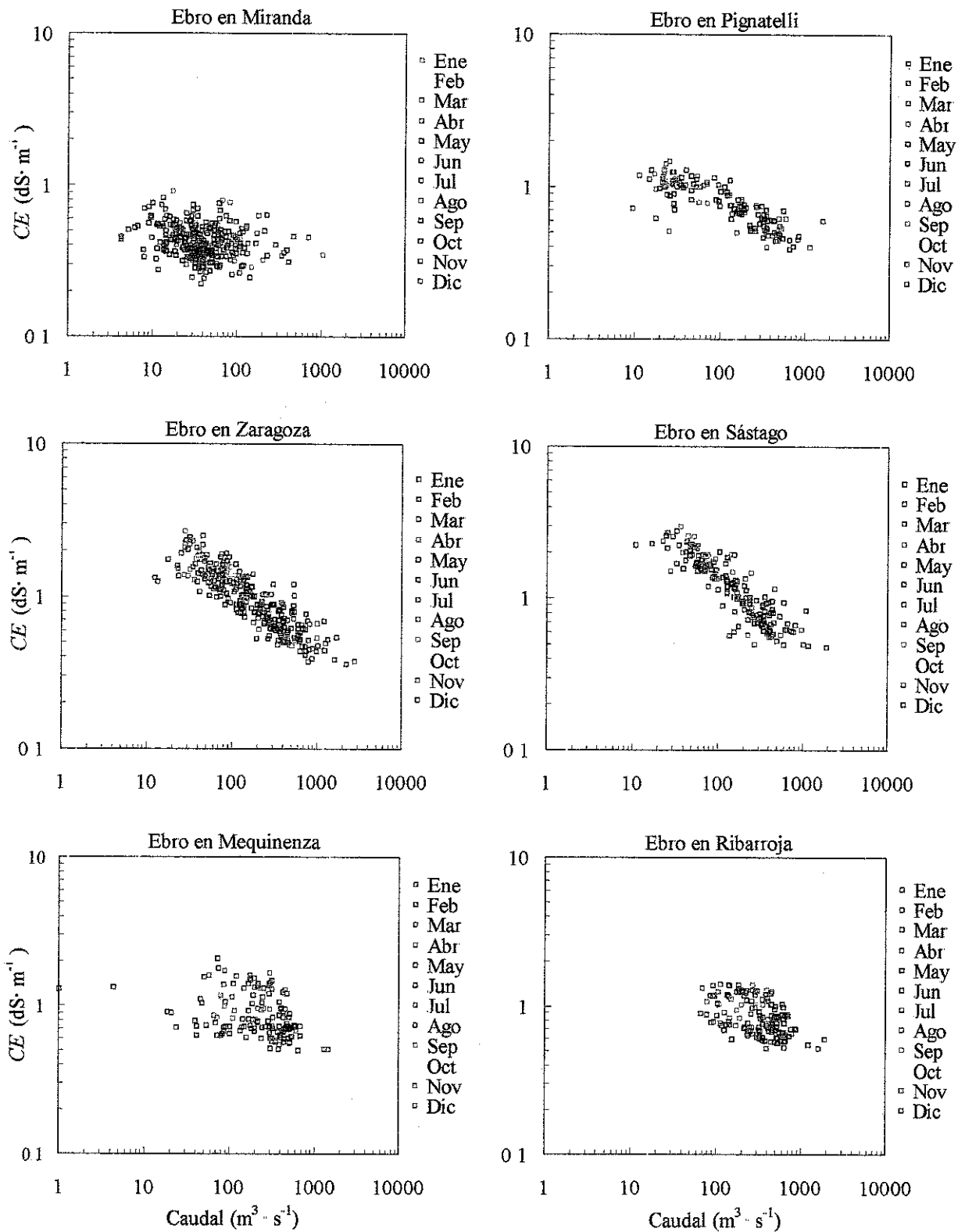


Figura 2.11. Histéresis. Relación entre el caudal y la CE para los distintos meses del año en las estaciones analizadas.

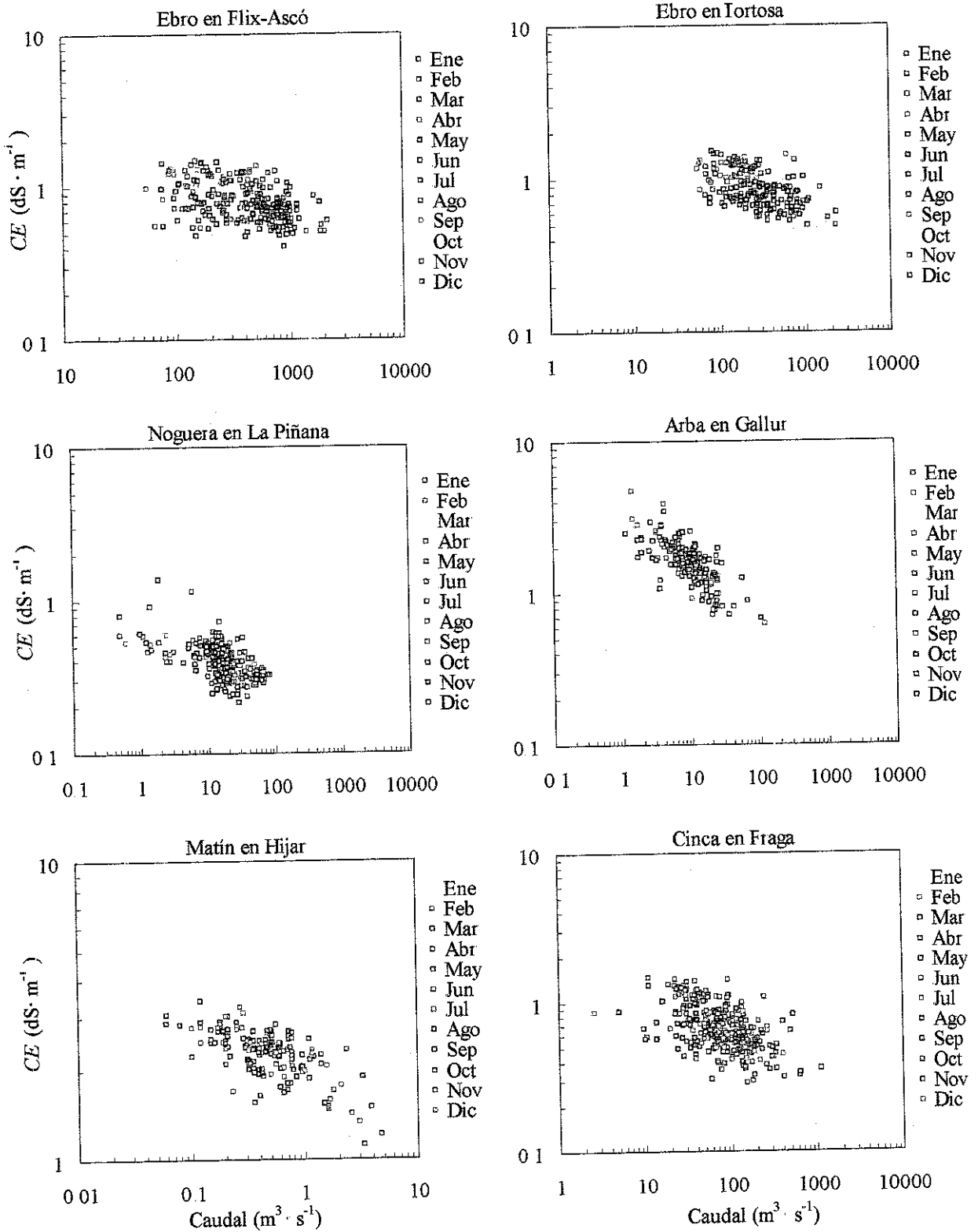


Figura 2.11 (cont.) Histéresis. Relación entre el caudal y la CE para los distintos meses del año en las estaciones analizadas

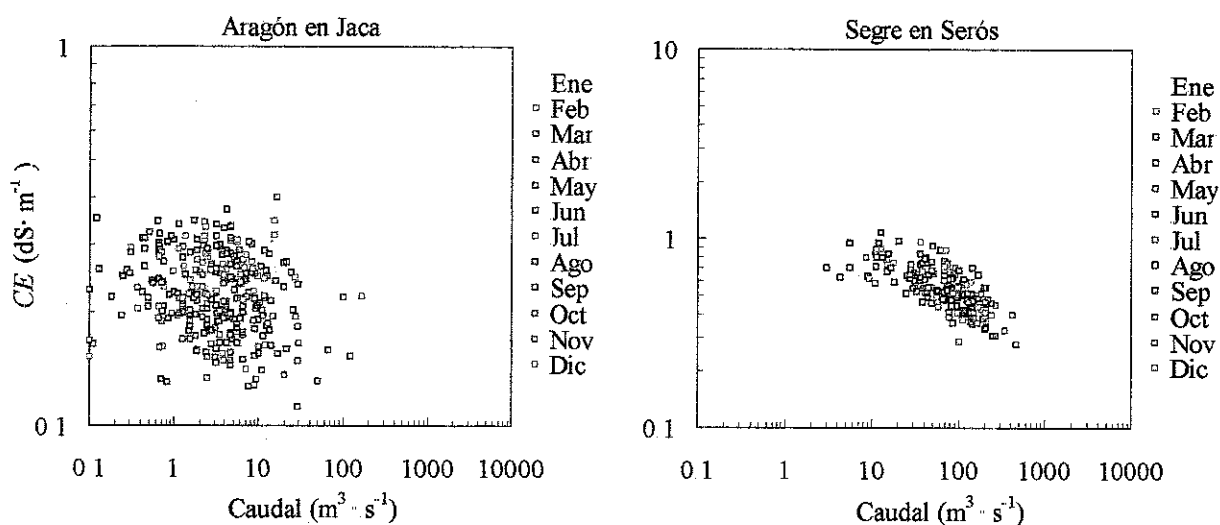


Figura 2.11 (cont.) Histéresis Relación entre el caudal y la CE para los distintos meses del año en las estaciones analizadas.

En las estaciones de Zaragoza y Sástago se repite una situación semejante a la observada en Pignatelli con la nube de puntos situada estrechamente a lo largo de una recta y los datos correspondientes a un mismo mes situados indistintamente a un lado y otro de la misma sin detectarse ningún fenómeno de histéresis. En la estación de Mequinenza la situación cambia drásticamente y es quizás donde mejor se observa el fenómeno de histéresis. En la época de caudales ascendentes de Octubre a Febrero (en rojo) las CE son más altas para un mismo caudal que en los meses de caudales descendentes (en azul-verde). La misma situación se repite en las estaciones del río Ebro en Ribarroja, Flix-Ascó y Tortosa con un patrón típico de forma de donuts, aunque sin un agujero central bien definido.

En cuanto a las estaciones localizadas en los afluentes, en la del río Aragón en Jaca es donde se observa una forma más redondeada de la nube de puntos, con los meses de caudales descendentes (junio a septiembre) representados en azul-verde localizados en gran parte en la zona baja de la nube de puntos, y con el resto de meses en rojo localizados principalmente en la zona superior de la nube de puntos. La misma situación se repite, aunque con una nube de puntos menos dispersa, en la estación del río Martín en Híjar donde los meses de julio a septiembre están localizados en la parte inferior de la nube de puntos. Asimismo, en la estación del río Noguera Ribagorzana en La Piñana los meses de caudales ascendentes (mayo a septiembre, en rojo), coincidentes con la época de riego,

tienden a situarse en la parte superior de la nube de puntos. El Segre en Serós es la única estación de las analizadas donde se observa un fenómeno de histéresis en sentido contrario a las agujas del reloj; es decir, con los meses de caudales descendentes (junio a septiembre, en azul-verde), desplazados hacia la parte superior de la nube de puntos.

Finalmente, en las estaciones del río Arba en Gallur y Cinca en Fraga no se observa a simple vista ningún fenómeno de histéresis. En estos dos ríos son muy importantes los retornos de riego, en el primer caso de la zona regable de Bardenas que vierte en su mayoría al río Arba y en el segundo de la zona de Flumen-Monegros y del Polígono del Cinca (Basso, 1989) que enmascaran todos los procesos puramente naturales.

Los resultados de la prueba F realizada sobre las ecuaciones de regresión ajustadas a los meses de caudales ascendentes y descendentes se presentan en la Tabla 2.8. Estos resultados coinciden con las observaciones visuales discutidas anteriormente, detectándose diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las ecuaciones de regresión $Q-CE$ ajustadas a la época de caudales ascendentes y descendentes en las estaciones localizadas en los ríos Ebro en Miranda, Mequinenza,

Tabla 2.8. Resultados de la prueba F de igualdad de rectas de regresión realizada sobre las ecuaciones ajustadas para caudales ascendentes y caudales descendentes en las estaciones analizadas.

	$Q_{\text{ascendente}}$	$Q_{\text{descendente}}$	F
Ebro en Miranda	Dic - Jun	Jul - Nov	32.19**
Ebro en Pignatelli	Ago - Mar	Abr - Jul	1.32 ^{NS}
Ebro en Zaragoza	Ago - Mar	Abr - Jul	2.32 ^{NS}
Ebro en Sástago	Ago - Feb	Mar - Jul	2.36 ^{NS}
Ebro en Mequinenza	Oct - Feb	Mar - Sep	41.49**
Ebro en Ribarroja	Oct - Feb	Mar - Sep	36.45**
Ebro en Flix-Ascó	Oct - Feb	Mar - Sep	18.04**
Ebro en Tortosa	Oct - Feb	Mar - Sep	11.44**
Aragón en Jaca	Oct - May	Jun - Sep	21.44**
Arba en Gallur	Mar - Sep	Oct - Feb	0.06 ^{NS}
Cinca en Fraga	Oct - May	Jun - Sep	0.82 ^{NS}
Martín en Híjar	Oct - Jun	Jul - Sep	3.32*
Noguera en La Piñana	May - Sep	Oct - Abr	10.60**
Segre en Serós	Oct - May	Jun - Sep	4.13*

** Significativamente diferente de cero $P < 0.01$

* Significativamente diferente de cero $P < 0.05$

^{NS} No significativamente diferente de cero $P > 0.05$

Ribarroja, Flix-Ascó y Tortosa, Aragón en Jaca, Martín en Híjar, Noguera en La Piñana y Segre en Serós.

En condiciones naturales los valores máximos de salinidad en un río aparecen durante la época de caudales bajos (normalmente entre agosto y noviembre); en la época de caudales ascendentes, que se suele situar entre noviembre y junio, la escorrentía superficial procedente de las primeras lluvias lava las sales acumuladas durante los meses secos precedentes, razón por la cual la CE disminuye menos de lo que cabría esperar de los aumentos de caudal. Posteriormente el caudal aumenta hasta alcanzar su máximo y la CE disminuye alcanzando su mínimo entre los meses de abril y junio.

En la época de caudales descendentes (de junio a agosto; esto es, mucho más corta que la de caudales ascendentes) la CE va aumentando pero se sitúa por debajo de la de caudales ascendentes debido al lavado de sales ya mencionado de los caudales ascendentes, a que los procesos de mineralización se producen sobre un período más corto de tiempo y a que en la época de caudales altos el agua abastece al acuífero conectado al río, el cual alimenta posteriormente (en la época de caudales bajos) al río con un agua de salinidad relativamente menor a la de la época de caudales ascendentes.

En las estaciones de los ríos con pequeña influencia antrópica, como las situadas en las cabeceras de los ríos Ebro en Miranda, Aragón en Jaca y Noguera en La Piñana, es posible ver estos fenómenos naturales de histéresis. Por el contrario, en las estaciones localizadas en los tramos medios y finales de los ríos la influencia antrópica (embalses, regadíos, trasvases entre cuencas, etc.) se superpone a estos fenómenos naturales y el fenómeno de histéresis se difumina.

Es interesante resaltar que en las estaciones localizadas detrás de los embalses (estaciones del río Ebro entre Mequinenza y Tortosa) se produce un fenómeno aparente de histéresis que es puramente artificial y claramente inducido por los tiempos de residencia de las aguas de invierno y de verano en los embalses y por el régimen de desembalse de los mismos.

El fenómeno de histéresis detectado en algunas estaciones no tiene efecto sobre la estimación de tendencias de la variable CE , aunque sí que puede ser significativo a la hora de estimar la variación de la CE debida a la variación del caudal (como se explicará a continuación) y la variación de la CE independiente del mismo (CE_{aj}). Aunque en este trabajo se ha realizado una primera cuantificación sin tener en cuenta este fenómeno, sería interesante en futuras estimaciones la inclusión del mismo.

2.5.1.3. Variación de la CE debida a la variación del caudal

La variación de la CE debida a la variación del caudal puede evaluarse derivando la ecuación que relaciona CE y Q . En este caso, tomando derivadas con respecto del caudal en la ecuación [2.7] se obtiene:

$$\frac{dCE}{dQ} = a \cdot b \cdot Q^{b-1} \quad [2.26]$$

De esta ecuación se deduce que la variación de CE por unidad de variación de Q depende del caudal instantáneo, por lo que no es posible una generalización de esta relación en cada estación sin tener en cuenta dicho caudal.

La representación de esta ecuación para seis de las estaciones localizadas en el río Ebro (período octubre de 1975 a septiembre de 1990) se presenta en la Figura 2.12. Puede observarse que las curvas se trasladan hacia arriba conforme nos desplazamos aguas abajo en el Ebro desde Miranda, Pignatelli y Zaragoza hasta Sástago, y vuelven a trasladarse hacia abajo al llegar a Ribarroja y Tortosa. Si consideramos los caudales medios en cada estación durante este período, representados en la Figura 2.12 por las respectivas líneas verticales, se observa que, para estos caudales medios, las mayores variaciones de CE por unidad de caudal se producen en la estación de Sástago seguida muy de cerca por Zaragoza; les siguen Ribarroja, Pignatelli y Tortosa y por último Miranda, donde se obtiene el valor más bajo.

Por otro lado, de esta figura se deduce que, para cada estación, la variación de la CE atribuible a una variación del caudal es mayor cuanto menor es el caudal Q . Así, para obtener variaciones anuales de CE debidas a variaciones del caudal sería necesario realizar una estimación por meses de la relación dCE/dQ . Para ello, en las estaciones donde se han detectado fenómenos de histéresis habría que ajustar la relación entre CE y Q para cada uno de los meses o períodos y, posteriormente, agregar las variaciones mensuales para estimar la variación anual.

En este trabajo se ha efectuado una primera aproximación a través de una evaluación global utilizando la ecuación ajustada con todos los valores mensuales de CE y Q . Además, si asumimos que las variaciones de caudal se producen homogéneamente a lo largo de los años, una misma variación de Q , dQ , implica una mayor variación de CE , dCE cuando el caudal es más bajo, es decir las variaciones de CE debidas al caudal no se producen homogéneamente a lo largo del período.

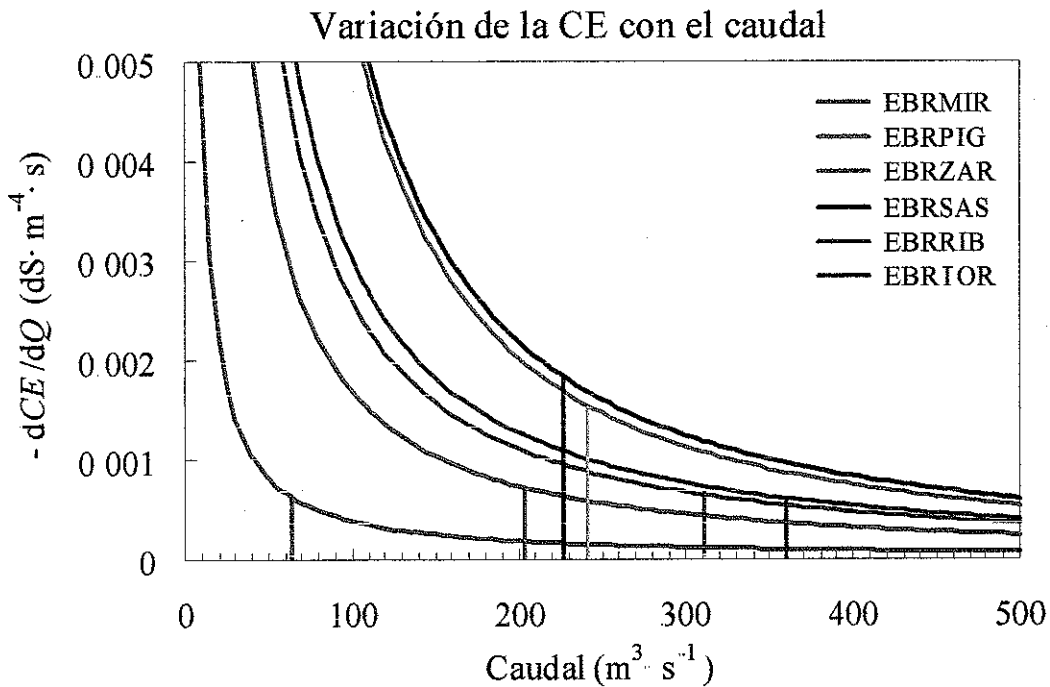


Figura 2.12. Variación de la CE con el caudal (dCE/dQ) en función del caudal en las estaciones localizadas en el río Ebro. Las líneas verticales representan el caudal medio de cada estación.

considerado. Por ello estas variaciones se han estimado además para períodos de tiempo concretos y no como variaciones medias anuales.

Para cada período de tiempo analizado se han calculado la media y la mediana del caudal; la utilización de la mediana se justifica porque la distribución de caudales es de tipo log-normal, y la mediana es el parámetro que define esta distribución. Los caudales al inicio (Q_i) y final (Q_f) de cada período de tiempo se han estimado distribuyendo uniformemente la variación del caudal en torno a la media y la mediana a lo largo del período. Con estos valores y la relación entre CE y Q para el período considerado, se ha estimado la variación de CE debida al caudal (CE_q) como la diferencia entre los valores de CE estimados al inicio (CE_i) y final (CE_f) del período de interés.

La descomposición de las variaciones de CE en sus dos componentes (CE_{aq} y CE_q) es importante ya que permite separar las dos causas fundamentales de la variación de la salinidad. Las tendencias establecidas para la variable CE_{aq} se asocian a aumentos de salinidad debidos a un aumento en la masa de sales disueltas, lo que implica que la salinidad de las aguas aumenta en el tiempo debido al efecto aporte o salinización por disolución de minerales con un mismo caudal o volumen de agua. Las variaciones establecidas sobre la variable CE_q cuantifican las variaciones de

salinidad debidas a una variación del caudal, lo que puede achacarse a dos razones: por un lado, a una variación de la pluviometría y, por otro, a un cambio en el uso consuntivo del agua en la zona. El aumento del uso consuntivo del agua implica (a) menor agua de dilución (parte del caudal natural se detrae para su consumo), (b) mayor evapo-concentración (concentración de sales debida a la evaporación y/o transpiración del agua) y (c) mayor salinidad de los retornos evapoconcentrados.

Los resultados obtenidos mediante esta descomposición para los períodos octubre 1961-septiembre 1990 y octubre 1975-septiembre 1990 se discuten posteriormente en el apartado 2.5.3.

2.5.2. Análisis de tendencias

El análisis de tendencias se ha realizado sobre las variables CE , CE_{aj} (CE ajustada por el caudal en la forma descrita en 2.4.1) y Q para el total de datos disponibles y para los del período octubre 1975 a septiembre 1990. Los resultados de este análisis utilizando regresión lineal y el método estacional de Kendall se presentan a continuación

2.5.2.1. Regresión lineal.

Las variaciones medias mensuales de CE , CE_{aj} y Q estimadas mediante regresión lineal utilizando los datos originales y, en el caso de CE y CE_{aj} , utilizando asimismo las medias móviles de 12 términos se presentan en la Tabla 2.9 para cada estación y el total de datos analizados. Los valores estimados de la tendencia media mensual para CE (ΔCE) y CE_{aj} (ΔCE_{aj}) utilizando los datos originales y las medias móviles no difieren significativamente ($P > 0.05$), lo que indica que la presencia de valores extremos en los datos no afecta de forma apreciable a las estimas ΔCE y ΔCE_{aj} .

Las pruebas de significación de las pendientes se han efectuado utilizando las series de datos originales ya que, al ser los errores de estimación mas altos que para las medias móviles, la prueba t es más estricta a la hora de identificar tendencias significativas. Además los errores estándar de estimación de los parámetros de la serie de medias móviles están infraestimados debido a la autocorrelación existente en la serie de datos.

En todas las estaciones se ha detectado una tendencia significativa ($P < 0.05$) al aumento de la CE con el tiempo, excepto en el río Aragón en Jaca, donde se detectó una tendencia negativa, y en los ríos Arba en Gallur y Gállego en Zaragoza donde los valores obtenidos, a pesar de ser claramente positivos, no difieren significativamente de cero debido a sus elevados errores de estimación. En

Tabla 2.9. Análisis de tendencias mediante regresión lineal. Variación media mensual de CE (ΔCE , $dS\ m^{-1}\cdot mes^{-1}\cdot 10^{-3}$), CE_{aj} (ΔCE_{aj} , $dS\ m^{-1}\cdot mes^{-1}\cdot 10^{-3}$) y caudal (ΔQ , $m^3\ s^{-1}\cdot mes^{-1}$) con sus errores de estimación entre paréntesis. Período de datos indicado en Tabla 2.1.

	ΔCE ($dS\ m^{-1}\cdot mes^{-1}\cdot 10^{-3}$)		ΔCE_{aj} ($dS\ m^{-1}\cdot mes^{-1}\cdot 10^{-3}$)		ΔQ ($m^3\ s^{-1}\cdot mes^{-1}$)
	original	Media móvil	original	Media móvil	
Ebro en Miranda	0.341** (0.055)	0.335** (0.017)	0.310** (0.056)	0.296** (0.019)	-0.047 ^{NS} (0.049)
Ebro en Pignatelli	1.715** (0.353)	1.824** (0.106)	0.317 ^{NS} (0.226)	0.420** (0.086)	-1.152** (0.347)
Ebro en Zaragoza	1.358** (0.238)	1.395** (0.076)	0.739** (0.130)	0.761** (0.044)	-0.458** (0.174)
Ebro en Presa Pina	3.565** (0.661)	3.750** (0.223)	-	-	-
Ebro en Sástago	3.068** (0.599)	3.215** (0.196)	0.575** (0.313)	0.573** (0.095)	-0.626* (0.260)
Ebro en Mequinenza	2.672** (0.520)	2.366** (0.221)	1.542** (0.540)	1.218** (0.153)	-1.400** (0.360)
Ebro en Ribarroja	1.972** (0.324)	1.881** (0.136)	0.741** (0.285)	0.619** (0.093)	-1.804** (0.360)
Ebro en Flix-Ascó	1.238** (0.126)	1.239** (0.045)	1.140** (0.117)	1.125** (0.055)	-0.528* (0.219)
Ebro en Tortosa	1.566** (0.252)	1.544** (0.098)	0.679** (0.222)	0.749** (0.086)	-1.348** (0.371)
Aragón en Jaca	-0.083** (0.030)	-0.077** (0.013)	-0.110** (0.029)	-0.096** (0.014)	-0.007 ^{NS} (0.008)
Arba en Gallur	1.185 ^{NS} (0.775)	1.274** (0.376)	-1.692** (0.567)	-1.472** (0.188)	-0.065** (0.017)
Cinca en Fraga	1.677** (0.114)	1.670** (0.058)	1.459** (0.104)	1.469** (0.045)	-0.204* (0.082)
Gállego en Zaragoza	1.357 ^{NS} (0.872)	1.501** (0.467)	-	-	-
Martín en Híjar	1.785** (0.569)	1.701** (0.401)	1.561** (0.426)	1.548** (0.226)	-0.001 ^{NS} (0.001)
Noguera en La Piñana	0.706** (0.059)	0.699** (0.030)	0.484** (0.058)	0.484** (0.028)	-0.054 ^{NS} (0.008)
Segre en Serós	0.915** (0.153)	0.934** (0.051)	0.284** (0.124)	0.273** (0.044)	-0.444** (0.074)

** Significativamente diferente de cero $P < 0.01$

* Significativamente diferente de cero $P < 0.05$

^{NS} No significativamente diferente de cero $P > 0.05$

cuanto a los valores de ΔCE_{aj} , son todos positivos y significativos ($P < 0.05$) excepto el Ebro en Pignatelli, donde no existe una variación significativa, el Aragón en Jaca y el Arba en Gallur, donde la variación es negativa y significativa ($P < 0.05$). En el análisis realizado sobre los caudales (Tabla 2.9), en todas las estaciones se ha obtenido un valor negativo de la pendiente; es decir, el caudal disminuye durante el período de datos analizado. Sin embargo, esta tendencia no es significativa ($P > 0.05$) en las estaciones del Ebro en Miranda, Aragón en Jaca, Martín en Híjar y Noguera Ribagorzana en La Piñana.

Las causas de la variación de la salinidad dependen de la estación analizada, siendo únicamente debidas a un descenso del caudal con el tiempo en la estación del Ebro en Pignatelli, mientras que en las estaciones del río Martín en Híjar y el Noguera en La Piñana son completamente independientes del mismo ya que el caudal no varió durante el período analizado. En el resto de las estaciones, una parte del aumento de la CE es debida a una disminución del caudal y otra parte es independiente del mismo.

El efecto que el período de datos estudiado tiene sobre las tendencias establecidas se detecta muy bien en el tramo superior del río Ebro. Así, el aumento mensual estimado de la CE en la estación del Ebro en Miranda (con datos desde octubre de 1961) es de $0.341 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3}$, pasando a $1.72 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3}$ en Pignatelli (donde sólo hay datos desde octubre de 1975), disminuyendo en la estación de Zaragoza (con datos desde octubre de 1961) a $1.36 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3}$ y volviendo a aumentar de forma relevante en Sástago (con datos desde octubre de 1972) hasta $3.07 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3}$, cuando esta estación está relativamente próxima a Zaragoza y sin aportes intermedios importantes. Además, en las estaciones de Miranda y Zaragoza, que son las de series de datos más largas, la variación de CE_{aj} supone más del 50% de la variación de CE , mientras que en las estaciones de Pignatelli y Sástago sólo el 19% de la variación de CE fue debida a CE_{aj} , lo que implica que el 81% restante fue debida al caudal. Estos resultados sugieren que en el período de octubre de 1961 a septiembre de 1975, o bien no hubo un descenso del caudal en el río Ebro o no tuvo un efecto relevante sobre la salinidad de sus aguas, mientras que en el período de octubre de 1975 a septiembre de 1990 se produjeron descensos de caudal más acusados y con un fuerte efecto sobre la CE . Este fenómeno será analizado en detalle más adelante.

Queda claro que el análisis comparativo de la evolución temporal de la CE en las distintas estaciones no puede por tanto efectuarse en base a los resultados de la Tabla 2.9, ya que (i) el

período de datos analizado varía para cada una de ellas, y (ii) como se vio anteriormente (apartado 2.5.1.1) pueden existir cambios significativos en la relación Q - CE con el tiempo, por lo que los valores de la serie CE_{aj} pueden variar dependiendo del período analizado.

Por ello, el análisis comparativo entre estaciones se ha efectuado en base a los resultados obtenidos para el período octubre 1975 a septiembre de 1990 (excepto Ebro en Mequinenza con datos desde octubre de 1976), período para el que se dispone de datos en todas las estaciones. Las variaciones medias mensuales de CE , CE_{aj} y Q para este período se presentan en la Tabla 2.10, donde de nuevo puede observarse que no existen diferencias significativas ($P < 0.05$) entre los valores de ΔCE y ΔCE_{aj} estimados utilizando y sin utilizar medias móviles.

En todas las estaciones se han detectado aumentos significativos ($P < 0.05$) de la CE , excepto en el Aragón en Jaca y el Gállego en Zaragoza. Durante el período 1975-1990 el aumento medio mensual de CE estimado a lo largo del río Ebro es totalmente congruente. En la estación de Miranda este aumento fue de $0.62 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3}$, del que un 70% es atribuible a CE_{aj} . En el tramo medio del río la variación de CE aumenta progresivamente desde $1.72 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3}$ en la estación de Pignatelli a $3.92 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3}$ en la estación de Sástago, siendo este aumento debido fundamentalmente a la disminución de los caudales ya que las variaciones de CE_{aj} no fueron significativas. A partir de la estación de Mequinenza el aumento de CE se va reduciendo y se sitúa entre $2.67 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3}$ en Mequinenza y $1.99 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3}$ en Tortosa. En estas estaciones, el aumento de la salinidad con el tiempo es debido en partes iguales a un descenso del caudal y a un aumento de CE_{aj} , excepto en la estación de Flix-Ascó donde no se detectó una variación del caudal, aunque este hecho puede estar condicionado por el desplazamiento de la estación en agosto de 1980 desde Flix hasta Ascó, aguas abajo de la primera. En los ríos Aragón en Jaca y Gállego en Zaragoza no se han detectado, en base a los datos originales, variaciones significativas de la CE . En las estaciones de los ríos Arba en Gallur y Cinca en Fraga el aumento medio mensual de CE se estimó en 2.07 y $2.41 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3}$, respectivamente, siendo debido fundamentalmente a una disminución del caudal, ya que no se detectaron variaciones significativas de CE_{aj} . En el Martín en Híjar el aumento de CE de $1.78 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3}$ no fue debido a una disminución del caudal ya que no se detectaron variaciones significativas del mismo. Este resultado coincide con el importante desarrollo minero en la cuenca de recepción de esta estación, cuyo efecto aporte (disolución y arrastre de sales asociadas al carbón) es muy

Tabla 2.10. Análisis de tendencias mediante regresión lineal. Variación media mensual de CE (ΔCE , $dS \cdot m^{-1} \cdot mes^{-1} \cdot 10^{-3}$), CE_{aj} (ΔCE_{aj} , $dS \cdot m^{-1} \cdot mes^{-1} \cdot 10^{-3}$) y caudal (ΔQ , $m^3 \cdot s^{-1} \cdot mes^{-1}$) con sus errores de estimación entre paréntesis. Período octubre de 1975 a septiembre de 1990.

	ΔCE ($dS \cdot m^{-1} \cdot mes^{-1} \cdot 10^{-3}$)		ΔCE_{aj} ($dS \cdot m^{-1} \cdot mes^{-1} \cdot 10^{-3}$)		ΔQ ($m^3 \cdot s^{-1} \cdot mes^{-1}$)
	original	Media móvil	original	Media móvil	
Ebro en Miranda	0.623** (0.147)	0.593** (0.035)	0.438** (0.140)	0.433** (0.043)	-0.351* (0.155)
Ebro en Pignatelli	1.715** (0.353)	1.824** (0.106)	0.317 ^{NS} (0.226)	0.420** (0.086)	-1.152** (0.347)
Ebro en Zaragoza	3.075** (0.722)	3.092** (0.220)	-0.474 ^{NS} (0.283)	-0.441** (0.105)	-1.460** (0.382)
Ebro en Presa Pina	3.642** (0.733)	3.678** (0.244)	-	-	-
Ebro en Sástago	3.915** (0.803)	3.948** (0.262)	0.297 ^{NS} (0.401)	0.269** (0.125)	-1.020** (0.359)
Ebro en Mequinenza	2.672** (0.520)	2.366** (0.221)	1.542** (0.540)	1.218** (0.153)	-1.400** (0.360)
Ebro en Ribarroja	1.972** (0.324)	1.881** (0.136)	0.741** (0.285)	0.619** (0.093)	-1.804** (0.360)
Ebro en Flix-Ascó	1.959** (0.332)	1.953** (0.138)	2.217** (0.261)	2.163** (0.094)	0.198 ^{NS} (0.530)
Ebro en Tortosa	1.990** (0.327)	1.980** (0.128)	1.331** (0.272)	1.300** (0.100)	-1.217* (0.510)
Aragón en Jaca	0.018 ^{NS} (0.072)	0.038* (0.019)	-0.091 ^{NS} (0.067)	-0.065** (0.021)	-0.035 ^{NS} (0.026)
Arba en Gallur	2.071** (0.789)	2.265** (0.380)	-1.140 ^{NS} (0.589)	-1.056** (0.216)	-0.079** (0.019)
Cinca en Fraga	2.411** (0.356)	2.344** (0.195)	0.551 ^{NS} (0.284)	0.583** (0.130)	-0.401** (0.119)
Gállego en Zaragoza	0.762 ^{NS} (0.973)	1.135* (0.525)	-	-	-
Martín en Híjar	1.784** (0.569)	1.701** (0.401)	1.561** (0.426)	1.548** (0.226)	-0.001 ^{NS} (0.001)
Noguera en La Piñana	1.200** (0.164)	1.177** (0.079)	0.832** (0.156)	0.879** (0.076)	-0.126** (0.020)
Segre en Serós	1.203** (0.208)	1.190** (0.065)	0.424** (0.162)	0.434** (0.059)	-0.590** (0.098)

** Significativamente diferente de cero $P < 0.01$

* Significativamente diferente de cero $P < 0.05$

^{NS} No significativamente diferente de cero $P > 0.05$

relevante. En el Noguera en La Piñana y en el Segre en Serós se detectaron aumentos significativos de $1.20 \text{ dS m}^{-1} \cdot 10^{-3}$, debidos en un 69% y un 35% respectivamente a una disminución de la CE_{aj} .

2.5.2.2. Método de Kendall

Los resultados de la prueba de Kendall, efectuada para los datos instantáneos mensuales, y la prueba χ^2 de homogeneidad entre meses, se presentan en el Anejo 2 para cada una de las estaciones y los dos períodos temporales considerados

Únicamente en las estaciones del río Ebro en Miranda y Zaragoza y en el río Aragón en Jaca se detectaron diferencias entre los distintos meses para las variables CE y CE_{aj} . En el resto de estaciones existe homogeneidad en la variación de CE , CE_{aj} y Q entre los distintos meses, por lo que se ha podido estimar un valor global anual de la pendiente. Las variaciones anuales de CE , CE_{aj} y Q en cada estación, estimadas mediante el estimador estacional de Kendall para el conjunto de todos los datos, se presentan en la Tabla 2.11.

Tabla 2.11. Análisis de tendencias mediante el estimador estacional de Kendall. Variación media anual de CE (ΔCE , $\text{dS m}^{-1} \cdot \text{año}^{-1} \cdot 10^{-3}$), CE_{aj} (ΔCE_{aj} , $\text{dS m}^{-1} \cdot \text{año}^{-1} \cdot 10^{-3}$) y caudal (ΔQ , $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) P_{aj} es el porcentaje de variación de CE_{aj} sobre la variación de CE . Período de datos Tabla 2.1.

	ΔCE $\text{dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3} \cdot \text{año}^{-1}$	ΔCE_{aj} $\text{dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3} \cdot \text{año}^{-1}$	P_{aj} %	ΔQ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$
Ebro en Miranda	4.17	3.75	89.9	-0.59
Ebro en Pignatelli	17.25	1.91 ^{NS}	11.1	-4.87
Ebro en Zaragoza	12.76	5.82	45.6	-1.96
Ebro en Presa de Pina	38.00			
Ebro en Sástago	30.54	6.16	20.2	-5.23
Ebro en Mequinenza	25.18	13.60	54.0	-12.36
Ebro en Ribarroja	21.00	9.28	44.2	-17.18
Ebro en Flix-Ascó	12.24	13.36	109.2	-3.71 ^{NS}
Ebro en Tortosa	17.05	6.68	39.2	-12.51
Aragón en Jaca	-0.84	-1.05	125.0	-0.08
Arba en Gallur	21.75	-11.73	-53.9	-0.51
Cinca en Fraga	18.63	16.07	86.3	-0.21 ^{NS}
Gállego en Zaragoza	19.00			
Martín en Híjar	25.37	17.34	68.3	0.00 ^{NS}
Noguera en La Piñana	7.86	5.68	72.3	-0.46
Segre en Serós	9.35	3.27	35.0	-5.32

^{NS} No significativamente diferente de cero $P > 0.05$

La variación de CE fue positiva y significativa ($P < 0.05$) en todas las estaciones, excepto en la del Aragón en Jaca donde fue negativa y significativa. La variación de CE_{aj} fue significativa ($P < 0.05$) en todas las estaciones excepto en el río Ebro en Pignatelli, siendo únicamente negativas en las estaciones localizadas en los ríos Aragón en Jaca y Arba en Gallur. La disminución estimada del caudal fue significativa en todas las estaciones ($P < 0.05$) excepto en el Ebro en Flix-Ascó, Cinca en Fraga y Martín en Híjar.

Las variaciones medias anuales de CE , CE_{aj} y Q durante el período octubre 1975 a septiembre de 1990, común a todas las estaciones y por lo tanto más comparables entre ellas se presentan en la Tabla 2.12. Para este período la prueba de Kendall estima que la CE aumentó significativamente ($P < 0.05$) en todas las estaciones salvo las localizadas en los ríos Aragón en Jaca y Gállego en Zaragoza, donde el aumento no fue significativo ($P > 0.05$). Se observa una total congruencia en las variaciones anuales de CE a lo largo del río Ebro, aumentando progresivamente

Tabla 2.12. Análisis de tendencias mediante el estimador estacional de Kendall. Variación media anual de CE (ΔCE , $\text{dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{año}^{-1} \cdot 10^{-3}$), CE_{aj} (ΔCE_{aj} , $\text{dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{año}^{-1} \cdot 3 \cdot 10^{-3}$) y caudal (ΔQ , $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$). P_{aj} es el porcentaje de variación de CE_{aj} sobre la variación de CE . Período octubre de 1975 a septiembre de 1990.

	ΔCE $\text{dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3} \cdot \text{año}^{-1}$	ΔCE_{aj} $\text{dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3} \cdot \text{año}^{-1}$	P_{aj} %	ΔQ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$
Ebro en Miranda	6.66	3.97	59.6	-1.29
Ebro en Pignatelli	17.25	1.91 ^{NS}	11.1	-4.87
Ebro en Zaragoza	26.76	-8.34	-31.2	-7.34
Ebro en Presa de Pina	39.10			
Ebro en Sástago	44.88	4.13 ^{NS}	9.2	-6.00
Ebro en Mequinenza	25.18	13.60	54.0	-12.36
Ebro en Ribarroja	21.00	9.28	44.2	-17.18
Ebro en Flix-Ascó	20.27	27.21	134.2	5.34 ^{NS}
Ebro en Tortosa	20.93	13.26	74.2	-8.43
Aragón en Jaca	0.00 ^{NS}	-0.75 ^{NS}		-0.13
Arba en Gallur	31.06	-7.47 ^{NS}	-24.5	-0.59
Cinca en Fraga	30.33	5.48 ^{NS}	18.1	-4.12
Gállego en Zaragoza	12.26 ^{NS}			
Martín en Híjar	25.37	17.34	68.3	0.00 ^{NS}
Noguera en La Piñana	12.39	7.80	63.0	-0.59
Segre en Serós	13.46	5.07	37.7	-5.97

^{NS} No significativamente diferente de cero $P > 0.05$

desde $6.7 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3}$ en Miranda a $44.9 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1} \cdot 10^{-3}$ en Sástago, siendo máxima en el tramo entre Zaragoza y Sástago.

Para la variable CE_{aj} no se detectaron aumentos significativos en las estaciones de Pignatelli y Sástago, detectándose un descenso significativo de CE_{aj} en la estación de Zaragoza. No se han detectado tampoco cambios significativos de CE_{aj} en las estaciones de los ríos Aragón en Jaca, Arba en Gallur y Cinca en Fraga. En el resto de estaciones las variaciones detectadas fueron positivas y significativas.

En cuanto al caudal, se detectaron disminuciones en todas las estaciones, no siendo significativa la detectada en el Martín en Híjar. En la estación del río Ebro en Flix-Ascó se ha detectado un valor positivo aunque no significativo de variación del caudal, que se supone debido a la relocalización de la estación en agosto de 1980.

2.5.2.3. Comparación de las tendencias establecidas mediante regresión y el método estacional de Kendall

La comparación de la existencia o no de tendencias, establecida mediante una prueba t sobre los valores estimados de la pendiente (b) de la ecuación [2.11] (Tablas 2.9 y 2.10) y la prueba estacional de Kendall (Tablas 2.11 y 2.12) muestra que hay una concordancia muy elevada en la mayoría de las estaciones. Solo existen diferencias en las estaciones de los ríos Arba en Gallur y el Gállego en Zaragoza, en las que no se detectó una tendencia significativa con la prueba t y sí con la prueba estacional de Kendall para el conjunto de todos los datos (aunque en ambas estaciones se está en el límite de la significación). Los aumentos de CE estimados mediante el estimador estacional de Kendall fueron, en estas dos estaciones, superiores a los estimados mediante regresión lineal.

Respecto a las tendencias establecidas sobre la variable CE_{aj} , los dos métodos son también concordantes, salvo en el Ebro en Zaragoza para el período octubre 1975 a septiembre 1990, para el que la prueba estacional de Kendall detectó una disminución significativa que no fue detectada mediante la prueba t .

Finalmente, respecto a las tendencias del caudal, Q , establecidas por las dos pruebas, la concordancia es también total, excepto para el conjunto de todos los datos de la estación del Ebro en Miranda, donde la prueba estacional de Kendall detectó una disminución significativa de Q con el tiempo que no es detectada por la prueba t , aunque los valores estimados ($-0.56 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ mediante

regresión y $-0.59 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ mediante el estimador estacional de Kendall) no difieren significativamente.

En la Figura 2.13 se comparan las variaciones anuales de CE , CE_{aj} y Q estimadas en las distintas estaciones mediante estos dos métodos para el conjunto de los datos y para el período octubre de 1975 a septiembre de 1990. Puede observarse que para la CE y, sobre todo, para la CE_{aj} los puntos están próximos a la línea 1:1 y, con alguna excepción, ligeramente por debajo de esta línea, indicando que el método de regresión proporciona unos valores de tendencias ligeramente superiores al método de Kendall.

En el caso del caudal, los puntos están por encima de la línea 1:1, indicando que la disminución del caudal con el tiempo estimada mediante el estimador estacional de Kendall es siempre inferior a la estimada por regresión lineal. Este hecho puede atribuirse a la no Normalidad de los datos de caudal y al distinto peso que los valores extremos de caudal tienen sobre los valores estimados de la pendiente mediante ambos métodos.

En definitiva, estos resultados permiten concluir que ambos métodos coinciden en el establecimiento de las tendencias de salinidad y de caudal, salvo en algunos casos particulares en los que la tendencia se sitúa cerca del límite de la significación.

Hirsch et al. (1982), utilizando métodos de simulación de Montecarlo, concluyeron que la regresión lineal y la prueba estacional de Kendall proporcionaban tendencias semejantes cuando las variables se distribuían normalmente pero que, en el caso de que las variables no se distribuyeran normalmente, el método estacional de Kendall era superior. El análisis efectuado en este trabajo indica que los dos métodos proporcionan las mismas tendencias cualitativas independientemente del tipo de distribución de los datos, y que dichas tendencias son cuantitativamente similares si la variable se distribuye normalmente. En el caso del caudal, cuya distribución no es normal, los valores estimados de la tendencia no concuerdan y es razonable dar mayor credibilidad a las estimaciones realizadas mediante el estimador estacional de Kendall ya que no asume normalidad de los datos.

Los valores finalmente seleccionados para la evaluación de las tendencias de salinidad son los obtenidos mediante el estimador estacional de Kendall ya que (i) no exige la normalidad de los datos, (ii) es menos sensible a valores extremos en los datos, (iii) efectúa estimas de las variaciones estacionales y permite comprobar fácilmente la homogeneidad de las mismas y (iv) permite distinguir estaciones o meses críticos donde se produzca una mayor variación en las variables analizadas.

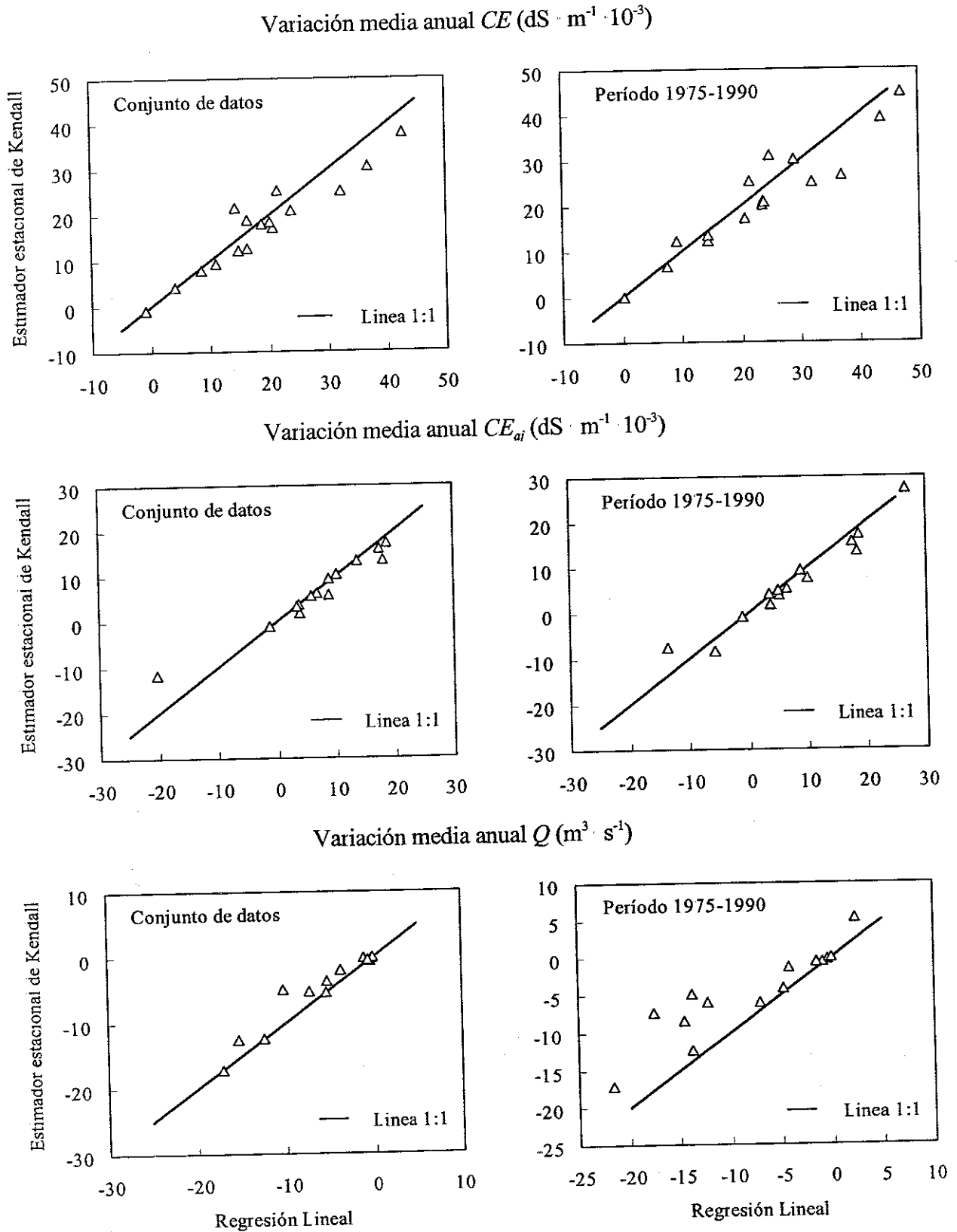


Figura 2.13. Relación entre las variaciones medias anuales de CE , CE_{aj} y Q estimadas mediante regresión lineal y el estimador estacional de Kendall.

2.5.3. Evaluación de las tendencias - Descomposición de las variaciones

Como se ha comentado en el apartado 2.5.2.1, el análisis de la evaluación de tendencias debe realizarse para el mismo período de datos en todas las estaciones. Teniendo en cuenta la disponibilidad de datos se ha considerado en primer lugar el período octubre de 1961 a septiembre de 1990 para el que se dispone de datos en seis estaciones localizadas en el río Ebro en Miranda, Zaragoza y Flix-Ascó, Aragón en Jaca, Cinca en Fraga y Noguera en La Piñana. En segundo lugar, se ha analizado el período desde octubre 1975 (excepto Ebro en Mequinenza desde octubre 1976) a septiembre 1990, para el que se dispone de datos en las dieciséis estaciones.

Al objeto de establecer las tendencias en base a *SDT*, es preciso establecer la relación funcional entre *CE* y *SDT*. La pendiente *f* de la regresión $SDT \text{ (mg}\cdot\text{L}^{-1}) = f \cdot CE \text{ (dS}\cdot\text{m}^{-1})$, obtenida en cada estación, se presenta en la Tabla 2.13. Este factor de conversión, *f*, depende en gran medida de la composición iónica de las aguas. En la estación del río Martín en Híjar, con predominio absoluto de los iones sulfato y calcio, se obtiene el factor de conversión mas alto ($834 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dS}^{-1}\cdot\text{m}$) debido a la existencia de pares iónicos CaSO_4^0 . En la estación del Cinca en Fraga, donde la influencia de los

Tabla 2.13. Factor de conversión (*f*) de la relación $SDT \text{ (mg}\cdot\text{L}^{-1}) = f \cdot CE \text{ (dS}\cdot\text{m}^{-1})$, obtenido en las dieciséis estaciones analizadas. La segunda y tercera columnas presentan, respectivamente, los aniones y cationes preponderantes en las aguas de cada estación.

	Aniones	Cationes	<i>f</i>
Ebro en Miranda	HCO_3^-	Ca^{++}	666
Ebro en Pignatelli	$\text{SO}_4^- - \text{Cl}^- - \text{HCO}_3^-$	$\text{Ca}^{++} - \text{Na}^+$	633
Ebro en Zaragoza	$\text{SO}_4^- - \text{Cl}^- - \text{HCO}_3^-$	$\text{Ca}^{++} - \text{Na}^+$	686
Ebro en Pina	$\text{SO}_4^- - \text{Cl}^- - \text{HCO}_3^-$	$\text{Ca}^{++} - \text{Na}^+$	652
Ebro en Sástago	$\text{SO}_4^- - \text{Cl}^- - \text{HCO}_3^-$	$\text{Ca}^{++} - \text{Na}^+$	658
Ebro en Mequinenza	$\text{SO}_4^- - \text{Cl}^- - \text{HCO}_3^-$	$\text{Ca}^{++} - \text{Na}^+$	631
Ebro en Ribarroja	$\text{SO}_4^- - \text{Cl}^- - \text{HCO}_3^-$	$\text{Ca}^{++} - \text{Na}^+$	627
Ebro en Flix-Ascó	$\text{SO}_4^- - \text{Cl}^- - \text{HCO}_3^-$	$\text{Ca}^{++} - \text{Na}^+$	676
Ebro en Tortosa	$\text{SO}_4^- - \text{Cl}^- - \text{HCO}_3^-$	$\text{Ca}^{++} - \text{Na}^+$	645
Aragón en Jaca	HCO_3^-	Ca^{++}	632
Arba en Gallur	$\text{Cl}^- - \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ - \text{Ca}^{++}$	615
Cinca en Fraga	$\text{SO}_4^- - \text{Cl}^- - \text{HCO}_3^-$	$\text{Ca}^{++} - \text{Na}^+$	695
Gállego en Zaragoza	$\text{Cl}^- - \text{HCO}_3^-$	$\text{Na}^+ - \text{Ca}^{++}$	647
Martín en Híjar	$\text{SO}_4^- - \text{HCO}_3^-$	$\text{Ca}^{++} - \text{Mg}^{++}$	834
Noguera en La Piñana	$\text{SO}_4^- - \text{HCO}_3^-$	Ca^{++}	687
Segre en Serós	$\text{SO}_4^- - \text{HCO}_3^-$	Ca^{++}	640

iones sulfato y calcio es asimismo importante, se obtiene el siguiente valor más alto (695). El valor más bajo (615), se obtiene para el Arba en Gallur donde predominan los iones Cl^- y Na^+ , con menor importancia en la formación de pares iónicos. En el río Aragón en Jaca, de aguas bicarbonatadas cálcicas y de baja salinidad también se obtiene un valor relativamente bajo (622). En el resto de las estaciones, el factor de conversión se sitúa entre 627 para el río Ebro en Mequinenza y 687 para el Noguera en La Piñana, valores normales (Aragüés et al., 1986; Isidoro y Quílez, 1995) para aguas con contenidos iónicos más equilibrados.

2.5.3.1. Período octubre de 1961 a septiembre de 1990

2.5.3.1.1. Descomposición de la variación de la CE

En la Figura 2.14 se presenta la variación estimada de la CE frente a la suma de las variaciones de CE_{aj} (no atribuible al caudal) y CE_q (atribuible al caudal) estimadas según la aproximación propuesta en 2.5.1.3, utilizando el valor medio y la mediana del caudal durante el

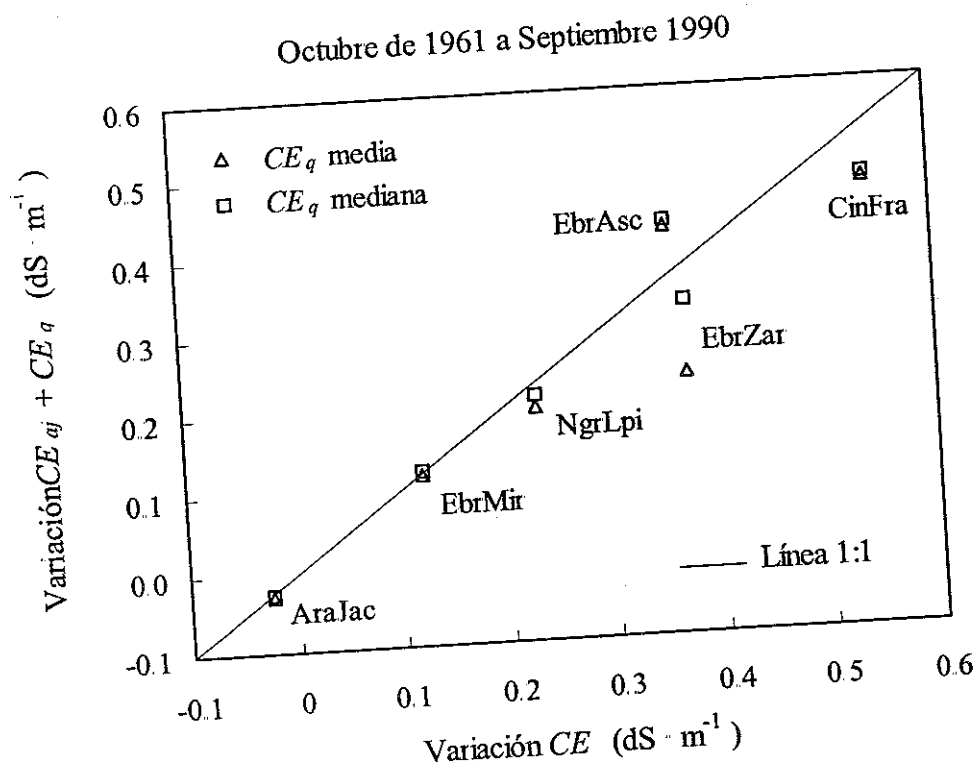


Figura 2.14. Relación entre la variación media anual estimada de CE y la suma de las variaciones estimadas de CE_{aj} y la de CE debida al caudal (CE_q) para el valor medio (triángulos) y la mediana (cuadrados) de Q en las distintas estaciones. Período octubre de 1961 a septiembre de 1990.

período octubre de 1961 a septiembre de 1990. Para la situación ideal de estaciones localizadas sobre la recta 1:1, la variación estimada de la CE es igual a la suma de las variaciones de $CE_{qj} + CE_q$.

Aunque los resultados son muy concordantes, se puede observar que en algunos casos la descomposición $CE_{qj} + CE_q$ se acerca más a la CE cuando se utiliza la mediana del caudal que cuando se utiliza el valor medio. En las estaciones de los ríos Aragón en Jaca, Ebro en Miranda y Flix-Ascó y Noguera en La Piñana los puntos se sitúan prácticamente sobre la recta 1:1 indicando la bondad de la desagregación. En las estaciones de los ríos Ebro en Zaragoza y Cinca en Fraga, la descomposición de la variación de CE en sus dos componentes explica más del 88% de la variación total de la CE si se utiliza la mediana del caudal. Se puede concluir que la desagregación de la variación de la CE en sus dos componentes explica muy bien la variación total de esta variable durante el período octubre de 1961 a septiembre de 1990.

2.5.3.1.2. Variación estacional

La prueba de homogeneidad de la variación de la CE efectuada en las tres estaciones localizadas sobre el río Ebro indica que el comportamiento de la salinidad no es homogéneo, sino que existen diferencias tanto entre meses como entre estaciones, aunque la interacción entre meses y estaciones no es significativa. Estos resultados son lógicos ya que, como se indicó en el apartado 2.5.2.2, en las estaciones de Miranda y Zaragoza se detectaron diferencias significativas entre los distintos meses.

En las estaciones del río Ebro en Miranda y Zaragoza (período 1961-1990) se ha estimado que la salinidad, expresada como SDT , aumentó significativamente durante los meses de verano y otoño, mientras que en los meses de invierno y primavera su variación no fue significativa (Tabla 2.14). Sin embargo, en la estación de Flix-Ascó la variación se produjo homogéneamente a lo largo de todo el año debido a la influencia de los embalses localizados aguas arriba de esta estación. Los mayores aumentos se detectaron en cabecera, estación de Miranda, en el mes de noviembre con $6.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, mientras que en el tramo medio, estación de Zaragoza, el pico se localiza en los tres meses de verano alcanzando valores de en torno a $19 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ que duplican el valor medio anual de $8.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$; en el tramo medio-final, estación de Ascó, el pico del máximo se desplazó al mes de diciembre, con un valor de $15.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ que, de nuevo, casi duplica el valor estimado del aumento medio anual que se situó en $8.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Tabla 2.14. Variación media anual estimada del *SDT* (mg L^{-1}) para cada uno de los meses del año durante el período octubre de 1961 a septiembre de 1990. Sólo se incluyen los valores significativamente diferentes de cero ($P < 0.05$).

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Año
Ebro en Miranda						5.1	5.1	1.7	2.2	4.2	6.6	5.7	2.8
Ebro en Zaragoza		-2.7					19.4	18.7	19.4	17.8	12.2	15.6	8.8
Ebro en Ascó	11.5	7.0	6.6	6.4	6.7	6.8	7.9		10.1	10.3	13.8	15.4	8.3
Aragón en Jaca			-2.1								-1.9	-1.1	-0.5
Cinca en Fraga	11.8		9.1	11.9	16.1	11.3	20.2	18.9	16.0	14.5	11.5	9.4	13.0
Noguera en Piñana	6.7	5.7	5.0	4.7	5.0	4.4	5.2	6.1	4.7	5.2	7.5	6.1	5.4

Las estaciones situadas en los ríos Cinca en Fraga y Noguera en La Piñana pasaron la prueba de homogeneidad entre los distintos meses (Anejo 2). Esta homogeneidad es además fácilmente observable en los valores estimados del aumento de *SDT* para cada uno de los meses del año (Tabla 2.14). El pico de máximo se situó en la estación de Fraga en el mes de julio con $20.2 \text{ mg L}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$.

En el río Noguera en La Piñana la variación fue más uniforme y el pico se localizó en el mes de noviembre con un valor estimado de $7.5 \text{ mg L}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$. La estación del río Aragón en Jaca no pasó la prueba de homogeneidad entre meses; en esta estación se detectó (Tabla 2.14) un descenso significativo del *SDT* durante los meses de noviembre, diciembre y marzo y un aumento de la misma magnitud, aunque no significativo, en los meses de agosto y septiembre.

El comportamiento en la variación de CE_{aj} en las tres estaciones localizadas sobre el río Ebro, al igual que ocurría con la *CE*, tampoco fue homogéneo, detectándose diferencias tanto entre meses como entre estaciones, siendo la interacción de nuevo no significativa. La variación media anual para cada uno de los meses del SDT_{aj} (Tabla 2.15) sigue un patrón semejante de variación al encontrado para el *SDT*. En el río Ebro en Miranda y Zaragoza los valores de SDT_{aj} aumentaron significativamente en los meses de verano y otoño, mientras que en Ascó el aumento se produjo homogéneamente a lo largo de todo el año y sólo en los meses de enero y Mayo el aumento no fue significativo. Las mayores variaciones en el tramo medio del río Ebro se detectaron en el mes de septiembre, siendo de $18.9 \text{ mg L}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en Zaragoza y $14.2 \text{ mg L}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en Ascó. En las estaciones de los ríos Cinca en Fraga y Noguera en La Piñana el aumento se produjo homogéneamente a lo largo de todo el año, encontrándose el pico de máximo en el caso del Cinca en Fraga en el mes de julio con un valor de $20.5 \text{ mg L}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ y en el caso del Noguera en La Piñana en el mes de agosto

Tabla 2.15. Variación media anual estimada del SDT_{aj} (mg L^{-1}) para cada uno de los meses del año durante el período octubre de 1961 a septiembre de 1990. Sólo se incluyen los valores significativamente diferentes de cero ($P < 0.05$)

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Año
Ebro en Miranda						5.5	4.6		1.6	3.3	5.0	5.0	2.5
Ebro en Zaragoza						7.1	13.4	17.0	18.9	7.6	4.8		4.0
Ebro en Ascó	11.8		7.4	4.4	4.5	8.3	8.7	8.2	14.2	10.7	12.1	14.8	9.0
Aragón en Jaca	-1.4		-2.2								-2.0		-0.7
Cinca en Fraga	8.4	6.1	6.2	8.1	14.8	9.4	20.5	18.3	18.6	13.4	9.0	8.0	11.2
Noguera en Piñana	2.6		3.6	4.2	4.6	4.1	4.6	5.8	3.4	4.3	5.0	3.5	3.9

con un valor de $5.8 \text{ mg L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. En la estación del río Aragón en Jaca se estimaron disminuciones significativas de SDT_{aj} en los meses de noviembre, enero y marzo.

La prueba de homogeneidad realizada sobre la variación del caudal en las tres estaciones del río Ebro mostró que la disminución del caudal fue homogénea en estas tres estaciones, a pesar de que el valor estimado para la estación de Ascó no fue significativo. Existe pues, durante el período octubre de 1961 a septiembre de 1990, una tendencia global al descenso de caudales en el tramo del río Ebro comprendido entre Miranda y Ascó.

El pico de máximo descenso en la variación del caudal se ha desplazando a lo largo del río Ebro (Tabla 2.16) situándose en la estación de Miranda, al final del verano y principio del otoño con descensos mayores de $0.7 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. En la estación de Zaragoza el pico se desplaza hasta el mes de diciembre con un valor de $18.9 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, diez veces superior al valor estimado de variación media anual, y en la estación de Ascó se desplaza hasta el mes de abril con un valor de $16.0 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, que representa cuatro veces el valor de la variación media anual.

En el río Aragón en Jaca se detectaron disminuciones significativas del caudal en los meses de marzo a julio, alcanzando valores de $0.4 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. En el río Cinca en Fraga no se detectaron variaciones significativas de Q , mientras que en el Noguera en La Piñana hubo un descenso significativo a lo largo de todo el año con las máximas variaciones en invierno ($-1.2 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) y las mínimas durante el verano.

Es de resaltar que los aumentos de salinidad en la estación de Miranda se pueden achacar fundamentalmente a un efecto aporte (aumento de SDT_{aj}) al principio del verano, siendo en el mes de agosto cuando empiezan a notarse los efectos de la disminución del caudal. En la estación de

Tabla 2.16. Variación media anual estimada del Caudal ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) para cada uno de los meses del año durante el período octubre de 1961 a septiembre de 1990. Sólo se incluyen los valores significativamente diferentes de cero ($P < 0.05$).

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Año
Ebro en Miranda								-0.7	-0.9	-0.7	-0.7		-0.6
Ebro en Zaragoza										-2.2	-2.5		-2.0
Ebro en Ascó				-16.0									
Aragón en Jaca			-0.2	-0.1		-0.4	-0.2						-0.1
Cinca en Fraga													
Noguera en Piñana	-0.8	-1.2	-1.0	-0.5	-0.2		-0.4	-0.2	-0.4	-0.4	-0.6	-0.6	-0.5

Zaragoza se observa un comportamiento similar, siendo los aumentos de SDT debidos fundamentalmente a un efecto aporte en los meses de junio a septiembre y empezando a notarse el efecto de la disminución del caudal en el mes de octubre. En el río Cinca en Fraga la variación de salinidad establecida para todos los meses se achaca al efecto de SDT_{aj} ya que la variación de caudal no fue significativa en ninguno de los meses. En el río Noguera en La Piñana el efecto de SDT_{aj} es más importante en los meses de verano y principio del otoño mientras que el efecto de la disminución de caudales es más importante durante el período de invierno-primavera.

2.5.3.1.3. Variación anual

Las variaciones acumuladas de CE y CE_{aj} (dS m^{-1}) para el período octubre 1961 a septiembre 1990, con sus correspondientes conversiones a SDT y SDT_{aj} ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) y la variación de Q , establecidas mediante el estimador estacional de Kendall, se presentan en la Tabla 2.17 para cada una de las seis estaciones con disponibilidad de datos. En la última columna de esta Tabla se presenta la variación de la salinidad debida a la variación del caudal (SDT_q) estimada con la metodología descrita en 2.5.1.3.

Para este período de 29 años el incremento acumulado de salinidad (sólidos disueltos totales) en el río Ebro se estimó en $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en la estación de Miranda (cabecera), $254 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en la estación de Zaragoza (tramo medio) y $240 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en la estación de Ascó (tramo inferior). En los tres afluentes analizados, estas variaciones fueron de $-15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (esto es, descenso del SDT) en el Aragón en Jaca, $157 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en el Noguera en La Piñana y $375 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en el Cinca en Fraga. Este último río ha sido por lo tanto el de mayor incremento de salinidad de los analizados. Es interesante resaltar que en

Tabla 2.17. Variaciones acumuladas de CE ($dS\ m^{-1}$), CE_{aj} ($dS\ m^{-1}$), Q ($m^3\ s^{-1}$), SDT ($mg\ L^{-1}$), SDT_{aj} ($mg\ L^{-1}$) y SDT_q ($mg\ L^{-1}$) para el período octubre de 1961 a septiembre de 1990 en las seis estaciones indicadas en la primera columna. En paréntesis se dan los porcentajes de la variación total del SDT atribuidos a SDT_{aj} y SDT_q .

	CE $dS\ m^{-1}$	CE_{aj} $dS\ m^{-1}$	Q $m^3\ s^{-1}$	SDT^\dagger $mg\ L^{-1}$	SDT_{aj}^\dagger $mg\ L^{-1}$	SDT_q^\dagger $mg\ L^{-1}$
Ebro en Miranda	0.121	0.109	-17.1	80.5	72.4 (90 %)	9.7 (12 %)
Ebro en Zaragoza	0.370	0.169	-56.8	253.9	115.8 (46 %)	107.3 (42 %)
Ebro en Flix-Ascó	0.355	0.387	-107.6 ^{NS}	240.0	261.9 (109 %)	27.5 (11 %)
Aragón en Jaca	-0.024	-0.030	-2.3	-15.4	-19.2 (125 %)	3.4 (-22 %)
Cinca en Fraga	0.540	0.466	-6.1 ^{NS}	375.5	323.9 (86 %)	7.3 (2 %)
Noguera en La Piñana	0.228	0.165	-13.4	156.6	113.2 (72 %)	32.3 (21 %)

[†]Estimado a partir de los valores de CE , CE_{aj} o CE_q utilizando los factores de conversión de la Tabla 2.13

la cuenca de recepción de esta estación de Fraga es donde se han desarrollado en las últimas décadas importantes superficies de regadío sobre suelos afectados por salinidad (Herrero y Aragüés, 1988).

El aumento acumulado de SDT_{aj} (o aumento de salinidad independiente de las variaciones del caudal) se estimó, para este período de 29 años, en $72\ mg\ L^{-1}$ en el Ebro en Miranda, $116\ mg\ L^{-1}$ en el Ebro en Zaragoza y $262\ mg\ L^{-1}$ en el Ebro en Ascó (tramo medio-final). En los afluentes se estimó una pequeña variación de $-19\ mg\ L^{-1}$ en el Aragón en Jaca y aumentos de $113\ mg\ L^{-1}$ en el Noguera en La Piñana y $324\ mg\ L^{-1}$ en el Cinca en Fraga.

Las variaciones acumuladas de SDT_q , o variaciones de salinidad debidas a estos descensos de caudal, se estimaron para el río Ebro en $9.7\ mg\ L^{-1}$ en Miranda, $107.3\ mg\ L^{-1}$ en Zaragoza y $27.5\ mg\ L^{-1}$ (no significativo) en Flix-Ascó. En las estaciones de los ríos Aragón en Jaca, Cinca en Fraga y Noguera en La Piñana las variaciones del SDT_q se estimaron en 3.4, 7.3 (no significativo) y $32.3\ mg\ L^{-1}$, respectivamente.

En base a los resultados de SDT totales y de SDT debidos al efecto aporte (SDT_{aj}) y al efecto caudal (SDT_q), puede concluirse que, para este período de 29 años, los incrementos de salinidad del

Ebro en Miranda y Ascó son fundamentalmente debidos al efecto aporte, ya que el 90% del SDT total en Miranda y el 100% del SDT total en Ascó corresponden al SDT_{aj} . Por el contrario, en Zaragoza el efecto aporte y el efecto caudal tienen una contribución semejante (el SDT_{aj} supone el 46% del SDT total). Para los tres afluentes analizados, el efecto aporte es el más relevante, tal como indican los valores de SDT_{aj} , que suponen el 125% (Aragón-Jaca), el 86% (Cinca-Fraga) y el 72% (Noguera-La Piñana) del SDT total.

Finalmente, las variaciones acumuladas del caudal durante el período octubre de 1961 a septiembre de 1990 se estimaron a lo largo del río Ebro en $-17 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en Miranda, $-57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en Zaragoza y $-108 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (no significativo) en Flix-Ascó. En los afluentes, las variaciones estimadas del caudal fueron de $-2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en el Aragón en Jaca, $-6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (no significativo) en el Cinca en Fraga y $-13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en el Noguera en La Piñana (Tabla 2.17).

La evolución con el tiempo del SDT (valor total), SDT_{aj} (valor atribuible al efecto aporte) y SDT_q (valor atribuible al efecto caudal) se presenta en la Figura 2.15 para cada una de las seis estaciones analizadas. En esta representación gráfica se ha asumido que las variaciones de estas tres variables con el tiempo son lineales. Los valores del SDT y del SDT_{aj} se han estimado en octubre de 1961 (tiempo=0 meses en el eje x) como el SDT_{medio} y el $SDT_{aj,medio}$ menos la mitad de la variación del SDT o SDT_{aj} durante el período considerado. El SDT y SDT_{aj} se han estimado en septiembre de 1990 (tiempo=348 meses en el eje x) como el SDT_{medio} y el $SDT_{aj,medio}$ más la mitad de la variación de SDT o SDT_{aj} durante el período considerado. La evolución de SDT_q se ha obtenido estimando el valor de CE mediante la correspondiente ecuación de regresión entre Q y CE para el caudal en octubre de 1961 y septiembre de 1990, utilizando la misma aproximación para estimar los valores de Q en esas dos fechas que la utilizada para obtener los valores de SDT y SDT_{aj} .

La variación total de la salinidad en el río Ebro en 1990 sobre la situación en 1961 se ha estimado en aumentos del 32%, 42% y 53% en las estaciones de Miranda, Zaragoza y Ascó; es decir el aumento porcentual de salinidad aumenta progresivamente a lo largo del río. En los afluentes se ha estimado un descenso del 10% en la estación del río Aragón en Jaca y aumentos del 115% (es decir la CE aumentó más del doble durante el período 1961-1990) en el río Cinca en Fraga y del 75% en el Noguera en La Piñana.

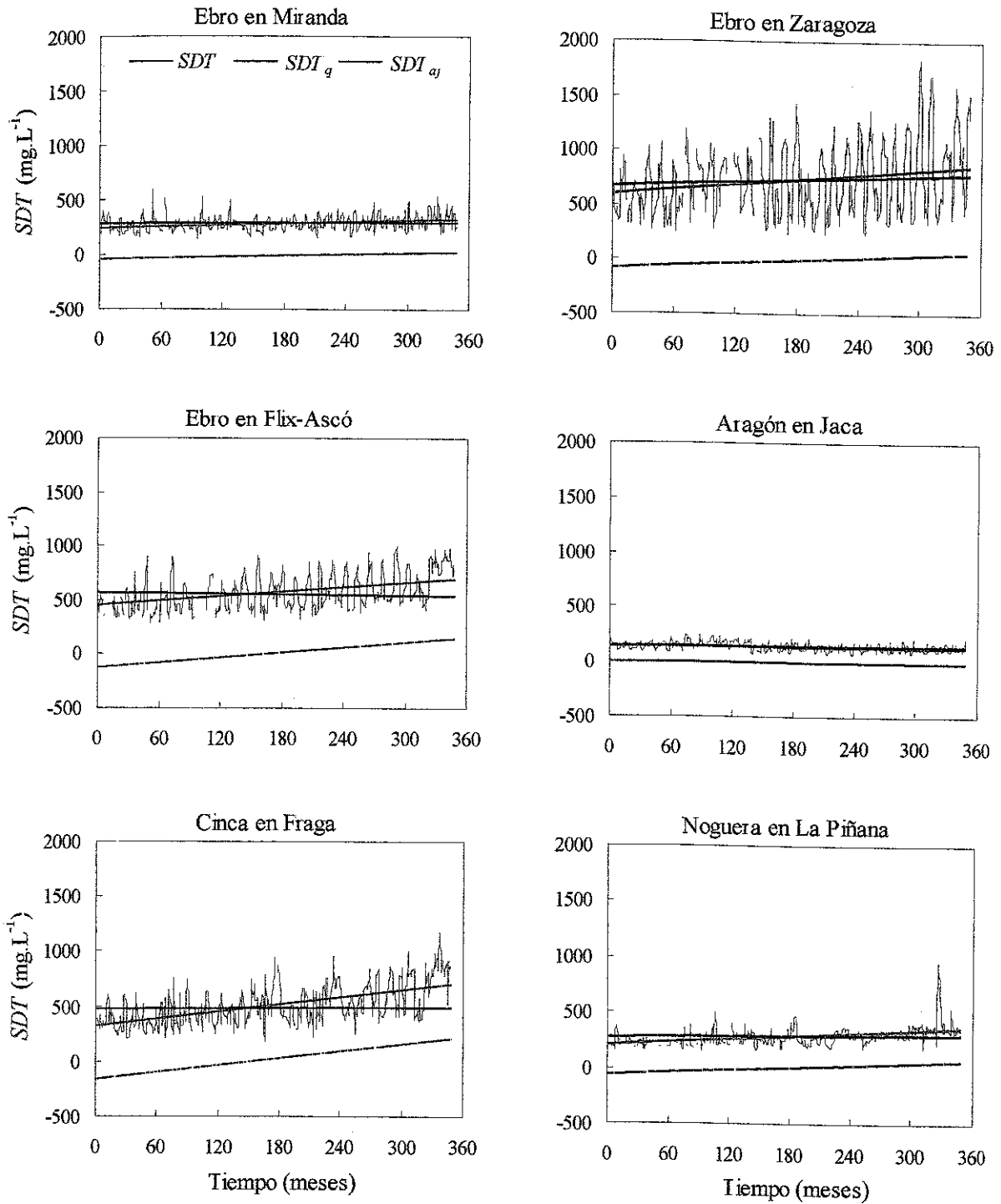


Figura 2.15. Evolución con el tiempo de SDT , SDT_{aq} y SDT_q (mg.L^{-1}) durante el período octubre de 1961 a septiembre de 1990

2.5.3.2. Período octubre de 1975 a septiembre de 1990

2.5.3.2.1. Descomposición de la variación de CE

La Figura 2.16 presenta, para el período 1975-1990, la relación entre la variación estimada de CE y la suma de las variaciones estimadas de CE_{aj} y de CE_q (esta última basada en estimas efectuadas para el valor medio y para la mediana de Q). Puede observarse que dicha relación se ajusta muy bien a la recta 1:1 para las estaciones del río Ebro en Miranda (Mir), Mequinenza (Meq), Ribarroja (Rib), Ascó (Asc) y Tortosa (Tor), así como para las estaciones localizadas en los ríos Aragón en Jaca (Jac) y Noguera en La Piñana (LPi). Por el contrario, el resto de las estaciones se desvían de forma más o menos acusada por debajo de la recta 1:1, indicando que la suma de las variaciones de CE_q y CE_{aj} es inferior a la variación total estimada de CE .

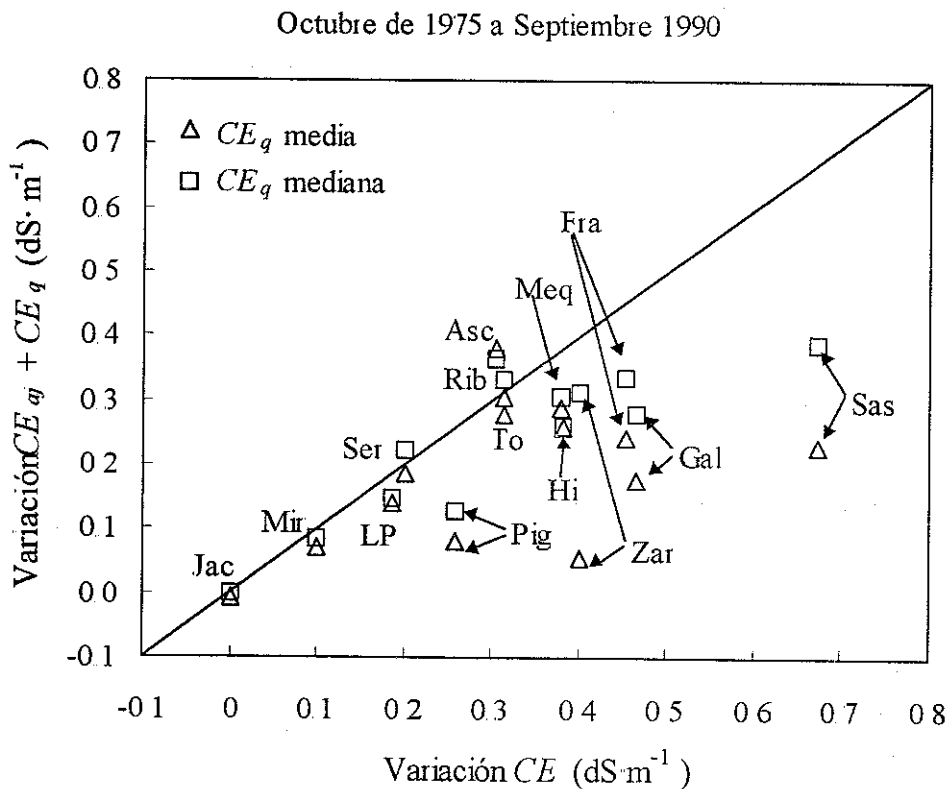


Figura 2.16. Relación entre la variación media anual estimada de CE y la suma de las variaciones estimadas de CE_{aj} y la de CE debida al caudal (CE_q) para el valor medio (triángulos) y la mediana (cuadrados) de Q en las distintas estaciones. Período octubre de 1975 a septiembre de 1990

Asimismo, puede observarse que, en todas las estaciones, la descomposición funciona mejor cuando se utiliza la mediana del caudal que cuando se utiliza la media. Este resultado es lógico dado el peso que la media da a los valores extremos de caudal, que son los que menor efecto tienen sobre la variación de CE . Así, en las estaciones del Ebro en Pignatelli y Sástago, las del Cinca en Fraga y el Arba en Gallur y, especialmente, en la del Ebro en Zaragoza, la utilización de la mediana del caudal mejora en gran medida la desagregación de la variación de la CE (Tabla 2.18) explicándose más del 58% de la variación de CE excepto en la estación del Ebro en Pignatelli donde sólo se explica un 49.2% mediante la desagregación

Tabla 2.18. Porcentaje de variación de la CE explicado mediante desagregación en sus dos componentes $CE_{aj}+CE_q$ utilizando para esta última componente la media (Q_{media}) y la mediana ($Q_{mediana}$) del caudal.

	$((CE_{aj}+CE_q)/CE)\cdot 100$ Q_{media}	$((CE_{aj}+CE_q)/CE)\cdot 100$ $Q_{mediana}$
Ebro en Miranda	72.3	84.3
Ebro en Pignatelli	31.4	49.2
Ebro en Zaragoza	13.5	78.0
Ebro en Sástago	34.1	57.8
Ebro en Mequinenza	76.3	81.1
Ebro en Ribarroja	96.5	105.5
Ebro en Flix-Ascó	124.9	119.6
Ebro en Tortosa	89.2	105.6
Arba en Gallur	37.7	59.8
Cinca en Fraga	53.3	73.7
Martin en Híjar	68.3	68.3
Noguera en La Piñana	74.2	81.2
Segre en Serós	92.8	110.3

2.5.3.2.2. Variación estacional

Para las estaciones localizadas en el río Ebro, se realizó una prueba de homogeneidad de la variación de CE para comprobar si existía entre ellas un comportamiento semejante durante el período de 1975 a 1990. Los resultados de la prueba (Tabla 2.19) muestran que la variación de CE es homogénea en todas las estaciones, no existiendo además diferencias entre meses y detectándose una tendencia altamente significativa.

En la Tabla 2.20 se presentan las variaciones medias anuales estimadas de *SDT* para cada uno de los meses desde octubre de 1975 a septiembre de 1990. Puede observarse que a nivel mensual es más difícil detectar variaciones significativas que a nivel anual. Así, a pesar de que la variación anual es significativa en todas las estaciones, salvo en el Aragón en Jaca y el Arba en Gallur, las variaciones mensuales no son en la mayoría de los casos significativas.

La representación gráfica de estos datos permite apreciar mejor las variaciones mensuales de la *CE* en las catorce estaciones analizadas (Figura 2.17). En el río Ebro en Miranda la variación del

Tabla 2.19. Resultados de la prueba χ^2 de homogeneidad para las seis estaciones localizadas sobre el río Ebro. Período de octubre de 1975 a septiembre de 1990.

Análisis de Varianza: CE			
Fuente Variación	χ^2	df	χ^2 (0.95)
Total	364.58	96	
Homogeneidad	77.62 ^{NS}	95	118.74
mes	9.66 ^{NS}	11	19.68
estación	4.70 ^{NS}	7	14.07
mes × estación	63.26 ^{NS}	77	98.48
Tendencia	286.96	1	3.84
Análisis de Varianza: CEaj			
Fuente Variación	χ^2	df	χ^2 (0.95)
Total	199.94	96	
Homogeneidad	151.70 ^S	95	118.74
mes	10.18 ^{NS}	11	19.68
estación	67.36	7	14.07
mes × estación	74.16 ^{NS}	77	98.48
Tendencia	48.24	1	3.84
Análisis de Varianza: Caudal†			
Fuente Variación	χ^2	df	χ^2 (0.95)
Total	199.41	84	
Homogeneidad	58.27 ^{NS}	83	105.40
mes	14.18 ^{NS}	11	19.68
estación	2.62 ^{NS}	6	12.59
mes × estación	41.47 ^{NS}	66	85.98
Tendencia	141.14	1	3.84

† La estación de Flix-Ascó no se incluyó en el análisis

^{NS} No significativamente diferente de cero ($P > 0.05$)

Tabla 2.20. Variación media anual estimada del *SDT* ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) para cada uno de los meses del año durante el período octubre de 1975 a septiembre de 1990. Sólo se presentan los valores diferentes significativamente de cero ($P < 0.05$)

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic	Año
Ebro en Miranda						4.7				8.7	14.9	10.0	4.4
Ebro en Pignatelli							16.9	22.2	14.5	19.6	20.7	13.6	10.9
Ebro en Zaragoza							55.3		43.9		44.0		18.4
Ebro en Sástago	22.5							45.1	48.7	34.7	36.0		29.5
Ebro Mequinenza	40.4	38.1	16.3	12.0		11.3	14.9					33.4	15.9
Ebro en Ribarroja	23.2	28.8											13.2
Ebro en Ascó	26.8	32.6	18.6			13.4	16.1						13.7
Ebro en Tortosa	24.8	32.4	21.4				14.8						13.5
Aragón en Jaca											-2.6		
Arba en Gallur													19.1
Cinca en Fraga	23.1	26.2						23.8	17.9	32.0			21.1
Martín en Híjar										28.1			21.2
Noguera en Piñana	15.6			8.7	9.8	6.7	6.4	9.1	7.2		11.0	17.5	8.5
Segre en Serós	9.6	13.4					13.2						22.9

SDT fue sólo significativa en los meses de octubre a diciembre, con un pico en el mes de noviembre de $14.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. En el Ebro en Pignatelli, las variaciones significativas se adelantaron al mes de julio manteniéndose las mismas en valores entre 14.5 y $22.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ hasta el final del año. En Zaragoza y Sástago el patrón de variación observado en Pignatelli se mantiene y se amplía, con aumentos del *SDT* en los meses de verano de entre 34.6 y $55.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. En la estación de Zaragoza se observó un patrón irregular de subidas y bajadas en los meses de verano y otoño cuya causa no ha podido ser identificada aunque puede atribuirse, al menos en parte, a que los datos no son medias mensuales sino valores instantáneos.

En la estación del Ebro en Mequinenza, el patrón de variación mensual de la salinidad cambia drásticamente, desplazándose el pico de los meses de verano a los meses de invierno. A partir de esta estación, este patrón se mantiene hasta la última estación situada en Tortosa, alcanzándose unos aumentos que oscilaron entre 26.8 y $40.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ en el pico invernal y superiores a $11.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ en los meses de junio y julio. Este desplazamiento del pico de variación de la salinidad a los meses invernales se justifica en el almacenamiento en los embalses durante este período de las aguas que circulan durante el otoño por el tramo medio, pico que desciende posteriormente conforme se van incorporando las aguas de las lluvias y deshielos de primavera.

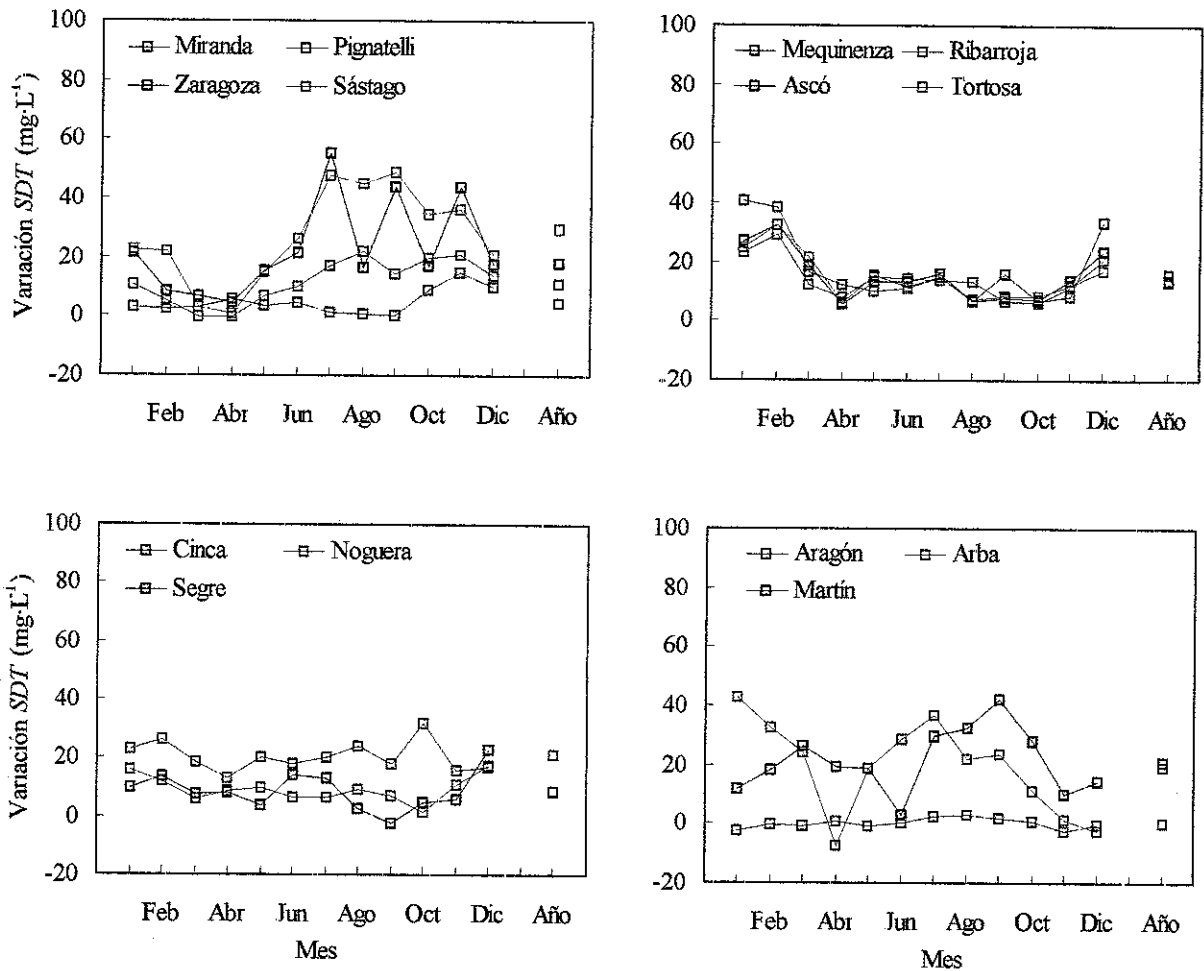


Figura 2.17. Variación media mensual de CE en las distintas estaciones Estimador estacional de Kendall. Período octubre 1975 a septiembre de 1990.

En los ríos Aragón en Jaca y Arba en Gallur no se detectaron variaciones significativas de la salinidad durante los distintos meses (Tabla 2.20) debido, en el caso de Jaca, a que es cabecera de río y, en el caso de Gallur, a que el río Arba está fuertemente afectado por los retornos de riego de Bardenas I, con ciclos irregulares y que suponen el 42% de la salinidad de este río (Basso, 1989).

En el río Noguera en La Piñana se observó un patrón de variación más homogéneo, con el pico de máximo ($17.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) situado en el mes de diciembre; este pico está condicionado por la regulación del agua, en este caso en el embalse de Santa Ana. En el río Cinca en Fraga la variación se mantuvo bastante homogénea a lo largo de todo los meses, con valores que oscilaron entre 12.8 y $26.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. En el río Segre en Fraga se detectaron dos picos significativos, el primero (que alcanzó los $22.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) en los meses de invierno y el segundo (que se situó alrededor de 14

una tendencia al aumento de la salinidad en el río Ebro entre Miranda y Tortosa para el período entre octubre de 1975 y septiembre de 1990, aunque las causas de esta variación son diferentes a lo largo del cauce del río.

En los ríos Aragón en Jaca, Arba en Gallur y Cinca en Fraga no se produjeron variaciones significativas del SDT_{aj} . En el Martín en Híjar se detectó un pico significativo en el mes de noviembre de $24.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ y otro pico no significativo en los meses de febrero y marzo. En el Noguera en La Piñana se detectaron aumentos significativos en los meses de abril a agosto con un valor máximo de $9.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ en el mes de mayo, además de un aumento significativo de $8.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ en el mes de diciembre. En el río Segre en Serós, con un aumento neto anual significativo, no se detectaron variaciones significativas durante ninguno de los meses.

Respecto a los caudales, los resultados de la prueba de homogeneidad sobre la variación de los mismos en las estaciones del Ebro (Tabla 2.19) muestran que existe homogeneidad tanto entre meses como entre estaciones, detectándose una tendencia altamente significativa al descenso de los mismos.

En el río Ebro se detectaron variaciones significativas del caudal (Tabla 2.22) en el tramo superior en Miranda sólo en el mes de noviembre con un descenso de $1.9 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ y en Pignatelli

Tabla 2.22. Variación media anual estimada del Caudal ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) para cada uno de los meses del año durante el período de octubre de 1975 a septiembre de 1990. Sólo se presentan los valores significativamente diferentes de cero ($P < 0.05$).

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic	Año
Ebro en Miranda											-1.9		-1.3
Ebro en Pignatelli	-24.0												-4.9
Ebro en Zaragoza	-22.8						-8.6	-3.7	-5.1		-17.6		-7.3
Ebro en Sástago	-17.8							-4.1	-3.9				-6.0
Ebro Mequinenza						-13.0				-14.3			-12.4
Ebro en Ribarroja						-23.9				-16.5			-17.2
Ebro en Ascó													
Ebro en Tortosa	-19.5		-33.4										-8.4
Aragón en Jaca													-0.1
Arba en Gallur	-0.6		-0.8				-1.1				-0.4	-0.4	-0.6
Cinca en Fraga									-12.5				-4.1
Martín en Híjar			0.0								0.1		
Noguera en Piñana	-1.3	-1.8		-0.6								-1.8	-0.6
Segre en Serós		-11.8	-6.6				-6.3			-10.0			-6.0

únicamente en el mes de enero con un descenso de $23.9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$. En el tramo medio (Zaragoza y Sástago), además de la disminución invernal con picos en el mes de enero de 22.8 y $17.8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ para las estaciones de Zaragoza y Sástago respectivamente, se detectaron disminuciones significativas en los meses de verano (julio en Zaragoza con un valor de $8.6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ y agosto en Sástago con un valor de $4.1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) que, aunque de menor valor absoluto, fueron más consistentes. En las estaciones de Mequinenza y Ribarroja sólo se detectaron variaciones significativas en los meses de julio (13.0 y $23.9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, respectivamente) y septiembre (8.9 y $12.3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, respectivamente). En Ascó, donde no se detectó una variación significativa media anual, se detectó un aumento significativo en el mes de agosto de $8.8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ pero, como se ha indicado anteriormente, puede estar condicionado por la relocalización de la estación. En la estación de Tortosa los descensos de caudal se produjeron en el invierno con un pico de $33.4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en el mes de marzo.

En el río Aragón en Jaca no se produjeron variaciones significativas en ninguno de los meses. En el Arba en Gallur y Noguera en La Piñana se detectaron disminuciones significativas en los meses de invierno, con un valor máximo de $0.8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en el mes de marzo en el Arba y de $1.8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en el mes de diciembre en el Noguera. Además, en el Arba se detectó un descenso significativo en el mes de julio de $1.1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$. En el Cinca en Fraga sólo se detectó una disminución significativa en el mes de septiembre de $12.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$; también se estimaron descensos importantes en los meses de junio a agosto aunque no fueron significativos. En el Martín en Híjar se estimaron ascensos de caudal significativos en los meses de marzo y noviembre, aunque la variación media anual no fue significativa. En el Segre en Serós se detectaron descensos significativos en los meses de julio, octubre, febrero y marzo, mes este último en el que se alcanzó un descenso de $11.8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$.

En síntesis, los resultados de este apartado indican que, aunque se han detectado variaciones significativas para un menor número de meses que en el caso del período 1961-1990, las conclusiones son esencialmente coincidentes. En el río Ebro en cabecera las variaciones significativas de salinidad se localizan en el otoño siendo inicialmente debidas al SDT_{aj} y apareciendo el efecto del caudal un poco más retrasado. En el tramo medio (Zaragoza) las variaciones significativas de la salinidad se localizan entre julio y diciembre y son debidas fundamentalmente al caudal, a diferencia del período 1961 a 1990, ya que no existe variación de SDT_{aj} . En el tramo inferior del Ebro

(entre Mequinenza y Tortosa) las variaciones más fuertes se producen en los meses de enero y febrero y son debidas a la aportación del SDT_{aj} , dichas variaciones tienen asimismo un pico secundario en verano donde la disminución del caudal juega el papel más relevante.

En el Cinca en Fraga la situación cambia con respecto al período 1961-1990 ya que las variaciones del SDT son significativas sólo en verano y debidas a una disminución del caudal. La misma situación en esencia se repite en el Segre en Serós. En la estación del Noguera en La Piñana la situación es idéntica a la del período anterior, siendo más relevante el efecto del SDT_{aj} en los meses de verano y el de disminución de caudales en el período invierno-primavera.

2.5.3.2.3. Variación anual

Las variaciones acumuladas de CE y CE_{aj} ($dS \cdot m^{-1}$), con sus correspondientes conversiones a SDT y SDT_{aj} ($mg \cdot L^{-1}$), y la variación acumulada de Q durante el período octubre de 1975 a septiembre de 1990 (15 años) para cada una de las dieciséis estaciones analizadas se han establecido mediante el estimador estacional de Kendall y se presentan en la Tabla 2.23. En la última columna de esta tabla se presenta la variación de la salinidad debida a la variación del caudal (SDT_q) estimada mediante la metodología descrita en 2.5.1.3 utilizando la mediana del caudal.

Para este período de 15 años, el incremento de salinidad (SDT) en cabecera del río Ebro (Miranda) se estimó en $67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, aumentando aguas abajo de forma progresiva (incrementos de $164 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en Pignatelli, $275 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en Zaragoza, $382 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en Pina y $443 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en Sástago). A partir de esta estación, el aumento del SDT es menor, con valores de $238 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en Mequinenza y $198 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en Ribarroja, estabilizándose en el tramo final con valores de 206 y $203 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en Ascó y Tortosa, respectivamente.

En cuanto a los afluentes, los mayores aumentos se detectaron en el Martín en Híjar ($317 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), Cinca en Fraga ($316 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), Arba en Gallur ($287 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), Segre en Serós ($129 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) y Noguera en La Piñana ($128 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). En las estaciones de los ríos Aragón en Jaca y Gállego en Zaragoza no se detectaron variaciones significativas. La comparación de los incrementos globales de CE establecidos durante los dos períodos de tiempo analizados en este trabajo (período 1961-1990: Tabla 2.17; período 1975-1990: Tabla 2.23) sugiere que existen ciertas incongruencias aparentes ya

Tabla 2.23. Variaciones acumuladas de CE (dS m^{-1}), CE_{aj} (dS m^{-1}), Q ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), SDT ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), SDT_{aj} ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) y SDT_q ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) para el período octubre de 1975 a septiembre de 1990 en las estaciones indicadas en la primera columna.

	CE $\text{dS} \cdot \text{m}^{-1}$	CE_{aj} $\text{dS} \cdot \text{m}^{-1}$	Q $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	SDT $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	SDT_{aj} $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	SDT_q $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
Ebro en Miranda	0 099	0 060	-19 4	66 5	39 7	16 4
Ebro en Pignatelli	0 259	0 028 ^{NS}	-73 0	163 9	18 2	62 5
Ebro en Zaragoza	0 401	-0 125	-110 2	275 4	-85 8	300 6
Ebro en Pina	0 587			382 4		
Ebro en Sástago	0 673	0 062 ^{NS}	-90 0	443 0	40 8	215 2
Ebro en Mequinenza	0 378	0 204	-185 4	238 3	128 7	64 6
Ebro en Ribarroja	0 315	0 139	-257 7	197 5	87 2	121 1
Ebro en Flix-Ascó	0 304	0 408	80 1 ^{NS}	205 5	275 8	-30 0
Ebro en Tortosa	0 314	0 199	-126 5	202 5	128 4	85 5
Aragón en Jaca	0 000 ^{NS}	-0 011 ^{NS}	-2 0	0 0	-7 0	6 7
Arba en Gallur	0 466	-0 112 ^{NS}	-8 8	286 5	-68 9	240 2
Cinca en Fraga	0 455	0 082 ^{NS}	-61 8	316 2	57 0	175 8
Gállego en Zaragoza	0 184 ^{NS}			119 0		
Martín en Híjar	0 381	0 260	0 0 ^{NS}	317 4	216 8	0 0
Noguera en La Piñana	0 186	0 117	-8 9	127 7	80 4	21 5
Segre en Serós	0 202	0 076	-89 5	129 2	48 6	93 9

^{NS} No significativamente diferente de cero ($P > 0 05$)

que, si asumimos que el aumento de salinidad se produce de una manera homogénea durante el período 1961-1990 (29 años), el aumento de CE para el período 1975-1990 (15 años) debería ser prácticamente la mitad del anterior. Sin embargo, tomando como ejemplo la estación del río Ebro en Zaragoza, el aumento de CE entre 1975 y 1990 fue de $0 40 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$, mientras que el aumento entre 1961 y 1990 fue de $0 37 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$, lo que sugeriría un descenso aparente de la CE en el período 1961-1975 cuando, realmente, la CE aumentó durante este período en $0 23 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ (Tabla 2 24). Así, el aumento aparente de la CE para el período 1961 a 1990, obtenido como suma de los dos períodos (1961-75 y 1975-90) es de $0 63 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$, frente al valor estimado de $0 37 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ para el conjunto de datos de dicho período. Obviamente, esta incongruencia es sólo aparente, ya que los incrementos de CE establecidos para distintos períodos de tiempo no son aditivos.

Para ilustrar este hecho, en la Figura 2 18 se presentan los aumentos de CE en las estaciones del Ebro en Miranda, Zaragoza y Flix-Ascó y en las del Cinca en Fraga y Noguera en La Piñana para los tres períodos de tiempo mencionados (período total de 1961 a 1990 y períodos parciales de 1961

Tabla 2.24. Variación media anual y acumulada de la *CE* y el caudal durante el período octubre de 1961 a septiembre de 1975.

	Variación media anual		Variación acumulada Oct 61 - Sept 75	
	<i>CE</i> dS·m ⁻¹ ·10 ⁻³	<i>Q</i> m ³ ·s ⁻¹	<i>CE</i> dS·m ⁻¹	<i>Q</i> m ³ ·s ⁻¹
Ebro en Miranda	1.98 ^{NS}	0.83	0.028	11.55
Ebro en Zaragoza	16.73	-0.13 ^{NS}	0.234	1.88
Ebro en Flix-Ascó	10.23	1.35 ^{NS}	0.143	18.90
Aragón en Jaca	3.08	-0.21	0.043	2.89
Cinca en Fraga	11.57	0.81 ^{NS}	0.162	11.36
Noguera en La Piñana	7.09	0.31 ^{NS}	0.099	4.27

^{NS} No significativamente diferente de cero $P > 0.05$

a 1975 y de 1975 a 1990). En esta gráfica puede observarse que los valores de *CE* estimados para el principio y final del período considerado son concordantes independientemente del período de datos considerado. Sin embargo, la suma de las variaciones de *CE* para los períodos octubre de 1961 a septiembre de 1975 y octubre de 1975 a septiembre de 1990 es mucho mayor que la obtenida para el período 1961-1990, debido al salto que se produce entre el valor estimado de *CE* entre septiembre 1975 (final línea verde) y octubre de 1975 (comienzo de la línea azul). En todas las estaciones se aprecia este salto, con excepción del Ebro en Miranda, siendo más acusado en la estación del Ebro en Zaragoza debido a que en el período 1976-1978 ($\bar{x}=180-204$) los caudales fueron proporcionalmente altos y por consiguiente los valores de *CE* relativamente bajos.

La conclusión inmediata es que las variaciones estimadas de salinidad dependen en gran medida del período de datos considerado, como ya se había discutido anteriormente en el apartado 2.5.2.1, y que las variaciones de salinidad estimadas para distintos períodos de tiempo no son aditivas.

Respecto a las variaciones de *SDT* atribuibles al efecto aporte (*SDT_{aj}*), los resultados presentados en la Tabla 2.23 indican que, excepto en Zaragoza, todas las variaciones en el río Ebro fueron positivas, alcanzando un valor máximo de 276 mg·L⁻¹ en Ascó. Entre los afluentes, los mayores aumentos de *SDT_{aj}* se detectaron en la estación del río Martín en Híjar (216.8 mg·L⁻¹).

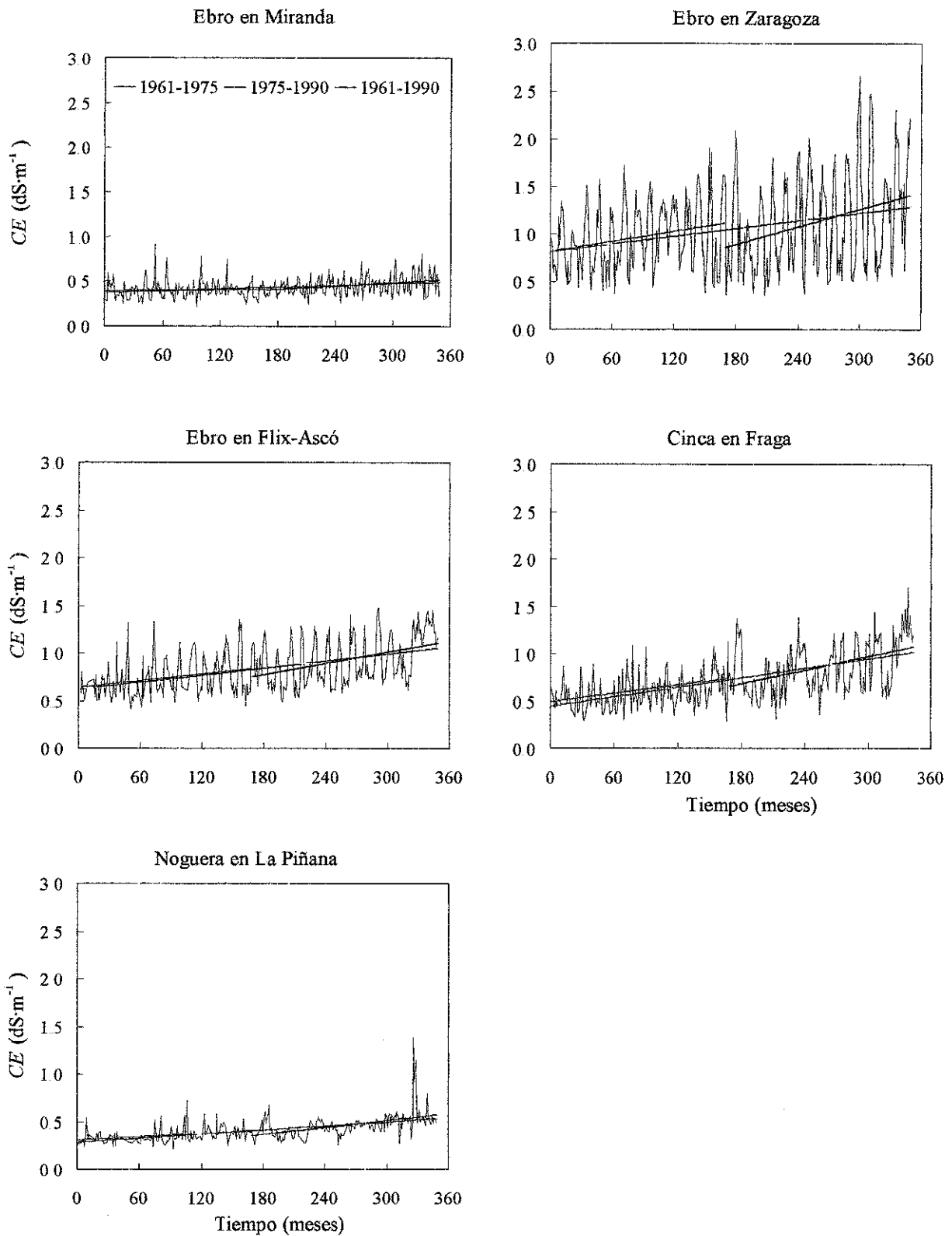


Figura 2.18. Comparación de los aumentos de CE ($dS \cdot m^{-1}$) para los períodos octubre de 1961 a septiembre de 1975, octubre de 1975 a septiembre de 1990 y octubre de 1961 a septiembre 1990

seguidos del Noguera en La Piñana (80.4 mg L^{-1}) y el Segre en Serós (48.6 mg L^{-1}) En el río Cinca en Fraga se estimó un aumento de 57 mg L^{-1} aunque no significativo, al igual que en las estaciones de los ríos Aragón en Jaca y Arba en Gallur, donde se detectaron descensos no significativos de 7 y 69 mg L^{-1} respectivamente

Respecto a las variaciones del caudal durante este período, salvo excepciones, todas fueron negativas, obteniéndose el descenso más acusado en la estación del Ebro en Ribarroja ($-258 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

Las causas de las variaciones de la salinidad en este periodo de 1975 a 1990 cambian con respecto a las del período anterior, ya que se produjeron descensos importantes del caudal debidos al descenso de la pluviometría durante 1975-1990 Así, en la cabecera del río Ebro (Miranda), aunque el efecto aporte sigue teniendo mayor importancia, el descenso del caudal explica ya el 25% del incremento de la *CE* En Pignatelli el efecto del caudal explica el 39% y en Zaragoza la disminución del caudal es la única responsable de los aumentos de la *CE*, puesto que se obtiene una variación negativa de la CE_{aj} lo que indicaría una disminución del efecto aporte durante este período (posiblemente debido a un descenso del uso consuntivo del agua en su cuenca de recepción)

Asimismo, en Sástago el caudal es el único responsable del aumento de salinidad, sin variaciones significativas de CE_{aj} . En las estaciones de Mequinenza y Ribarroja ambos componentes son responsables de la variación de la salinidad, mientras que en la estación de Ascó no se detectan variaciones significativas del caudal por lo que el incremento de salinidad se atribuye a un efecto aporte, aunque este hecho puede estar condicionado por la relocalización de esta estación Finalmente, en la estación de Tortosa la causa fundamental de la variación de la salinidad es el efecto aporte (74%)

En el río Arba en Gallur y Cinca en Fraga no se detectaron variaciones significativas de CE_{aj} por lo que los incrementos de *CE* se atribuyen exclusivamente a los descensos en los caudales, que se estimaron en un 84% y 56%, respectivamente En el Martín en Híjar y el Noguera en La Piñana el causante fundamental de la variación de salinidad es un efecto aporte, mientras que en el Segre en Serós la disminución del caudal es más importante (73%) que el efecto aporte (38%)

A efectos de síntesis de los resultados obtenidos en este apartado, la Figura 2 19 presenta, para cada estación analizada, los valores estimados de *SDT* (mg L^{-1}) al principio del período (octubre de 1975) y las variaciones de *SDT* (mg L^{-1}) durante el período octubre de 1975 a septiembre de

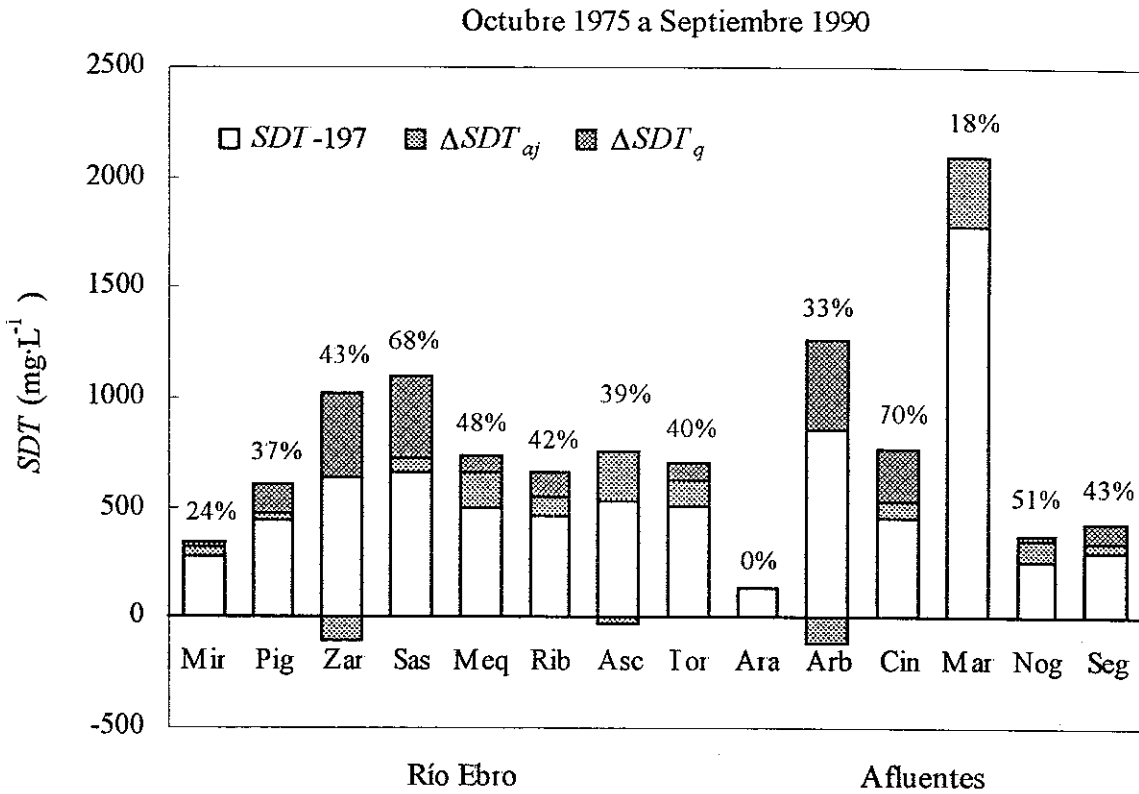


Figura 2.19. Variación del SDI ($mg \cdot L^{-1}$) en las estaciones analizadas. Período octubre de 1975 a septiembre de 1990.

1990 atribuibles al efecto caudal (SDT_q) y al efecto aporte (SDT_{aj})³, de tal modo que la suma de estos tres valores proporciona el valor de SDT al final del período considerado (septiembre de 1990). El porcentaje que aparece sobre cada barra es el incremento de salinidad que se ha producido entre las fechas de octubre-1975 y septiembre-1990. Estos incrementos de SDT aumentan a lo largo del río Ebro (el 24% en Miranda, el 37% en Pignatelli, el 43% en Zaragoza y el 68% en Sástago) y, a partir de Sástago, disminuyen y se sitúan en valores de en torno al 40% en el tramo final entre Ribarroja y Tortosa.

Por otro lado, esta figura indica que en las estaciones del tramo medio del Ebro (Pignatelli, Zaragoza y Sástago) el aumento de la salinidad está estrechamente ligado al descenso del caudal. En

³ Los valores de variación de SDT_{aj} y SDT_q se han corregido proporcionalmente para que su suma igualara la variación de la SDT .

las estaciones del tramo inferior, el efecto del caudal es mucho menos importante, debido al efecto homogeneizador de los embalses (hay que tener en cuenta que se está trabajando con valores medios no ponderados por el caudal) y al aporte del río Segre, de menor salinidad.

Los resultados obtenidos para los afluentes indican que el Cinca en Fraga es el río que más aumenta porcentualmente su salinidad (un 70%), fundamentalmente debido al efecto caudal. El río Martín en Híjar es el río de mayor salinidad de todos los analizados en este trabajo, alcanzando valores superiores a 2000 mg L^{-1} , a pesar de que su incremento porcentual del 18%, atribuible en su totalidad al efecto aporte, es el más bajo de los analizados después del obtenido en el Aragón en Jaca. Finalmente, el río Arba en Gallur es, después del Martín, el de mayor salinidad de los analizados, con un incremento del *SDT* del 33% y debido fundamentalmente al descenso de su caudal.

2.5.4. Pasado, presente y futuro de la salinidad de las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro

En la Tabla 2.25 se resumen los valores (presentados en apartados anteriores) de las variaciones medias anuales del *SDT*, *SDT_{aj}* y *Q* estimadas mediante el estimador estacional de Kendall para los dos períodos de tiempo analizados: octubre 1961 a septiembre 1990 y octubre 1975 a septiembre 1990. La comparación de los resultados para las seis estaciones con estimas en ambos períodos indica que los valores de *SDT* son muy superiores para el período más reciente. Asimismo, otro aspecto pendiente de análisis es el de las estimas de las tendencias en base a valores de salinidad ponderados por el caudal, que supondría un complemento interesante al trabajo desarrollado en esta Memoria.

Por otro lado, para el período octubre de 1975 a septiembre de 1990 se han estimado variaciones no significativas, e incluso descensos significativos (Ebro en Zaragoza), del *SDT_{aj}* en las estaciones que reciben las aguas de retorno de los principales regadíos de la Cuenca del Ebro, tales como el Arba en Gallur (regadíos de Bardenas), Cinca en Fraga (regadíos de Monegros y Canal del Cinca) y en el tramo medio del río Ebro desde Pignatelli a Sástago que recoge efluentes del riego directamente y a través de sus tributarios. Dado que las variaciones de *SDT_{aj}* están relacionadas con las variaciones del efecto aporte y que la agricultura supone más del 88% del uso consuntivo del agua en la Cuenca del Ebro, estos valores indicarían una estabilización o incluso disminución de la masa de sales exportadas por los efluentes de estas zonas regadas, lo que implicaría que ha existido

Tabla 2.25. Variación media anual estimada de SDT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), SDT_{aj} ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) y Q ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) en las estaciones analizadas para los períodos octubre de 1961 a septiembre de 1990 y octubre de 1975 a septiembre de 1990

	Período 1961-1990			Período 1975-1990		
	SDT $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	SDT_{aj} $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Q $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$	SDT $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	SDT_{aj} $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Q $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$
Ebro en Miranda	2.78	2.50	-0.59	4.43	2.64	-1.29
Ebro en Pignatelli				10.92	1.21 ^{NS}	-4.87
Ebro en Zaragoza	8.75	3.99	-1.96	18.36	-5.72	-7.34
Ebro en Pina				25.49		
Ebro en Sástago				29.53	2.72 ^{NS}	-6.00
Ebro en Mequinenza				15.89	8.58	-12.36
Ebro en Ribarroja				13.17	5.82	-17.18
Ebro en Flix-Ascó	8.27	9.03	-3.71 ^{NS}	13.70	18.39	5.34 ^{NS}
Ebro en Tortosa				13.50	8.55	-8.43
Aragón en Jaca	-0.53	-0.66	-0.08	0.00 ^{NS}	-0.47 ^{NS}	-0.13
Arba en Gallur				19.10	-4.59 ^{NS}	-0.59
Cinca en Fraga	12.95	11.17	-0.21 ^{NS}	21.08	3.81 ^{NS}	-4.12
Gállego en Zaragoza				7.93 ^{NS}		
Martín en Híjar				21.16	14.46	0.00 ^{NS}
Noguera en La Piñana	5.40	3.90	-0.46	8.51	5.36	-0.59
Segre en Serós				8.62	3.24	-5.97

^{NS} No significativamente diferente de cero $P>0.05$

bien una disminución de las dotaciones de riego durante el período analizado (lo que parece razonable admitir dadas las restricciones establecidas en estos años de sequía) y/o que las sales presentes originalmente en el suelo y subsuelo se han ido lavando paulatinamente a lo largo de los primeros años de regadío (década de los años 1960).

A la luz de esta discusión y del hecho incuestionable de que las tendencias establecidas dependen en gran medida del período de datos considerado, se ha estimado para el año 2020 el valor del SDT medio anual y del SDT durante el mes de agosto, considerado representativo del período de mayor demanda de agua y de peor calidad de la misma, considerando tres escenarios hipotéticos:

- **Escenario A:** se asume para el período entre los años 1990 y 2020 una tendencia en el SDT semejante a la obtenida para el período 1975 a 1990. Por lo tanto, este escenario contempla incrementos de salinidad debidos tanto al efecto aporte (SDT_{aj}) como al efecto caudal (SDT_q). Dado el

gran efecto de la disminución de los caudales sobre los valores de tendencias establecidos en 1975-90, este escenario puede estar sobreestimando el SDT real del año 2020 excepto en el caso de que la sequía actual continúe hasta esa fecha. Por consiguiente, este es el escenario hipotético más negativo de los tres planteados.

- **Escenario B:** se asume para el período entre los años 1990 y 2020 una tendencia en el SDT semejante a la obtenida para el SDT_{aj} durante el período 1975 a 1990. Esto es, se asume que no se produce variación de caudales hasta el año 2020 (lo que implica que la contribución de SDT_q es nula) por lo que las variaciones del SDT son debidas únicamente a un efecto aporte o SDT_{aj} . Este escenario B estaría en principio infraestimando la posible salinización de las aguas puesto que no contempla las variaciones en salinidad debidas a un posible aumento del uso del agua en la cuenca. Por consiguiente, este es el escenario hipotético menos negativo de los tres planteados.

- **Escenario C:** se asume para el período entre los años 1990 y 2020 una tendencia en el SDT semejante a la obtenida para el período 1961 a 1990. La predicción de la salinidad en el año 2020 asume por lo tanto que existirá en el período 1990-2020 un aumento del SDT_q debido a variaciones del caudal semejantes a la del período 1961-1990 (que comprenden variaciones del caudal debidas tanto a causas naturales como antrópicas) y un aumento del SDT_{aj} , de nuevo similar al del período 1961 a 1990 (relacionado con un efecto aporte de sales en la que estaría incluida la masa de sales en los retornos de los nuevos regadíos). Este escenario hipotético es probablemente el más realista ya que las tendencias establecidas para el período 1961 a 1990 están menos influenciadas por el período de sequía de los últimos años y por los altos caudales del período 1976 a 1978, pero tiene el problema de que solo puede aplicarse a las seis estaciones con datos desde 1961. Por consiguiente, para el resto de estaciones sin datos localizadas a lo largo del río Ebro se ha realizado una extrapolación por interpolación lineal a partir de los valores estimados para las tres estaciones con disponibilidad de datos (Miranda, Zaragoza y Flix-Ascó).

En la Tabla 2.26 se presenta, para cada una de las estaciones, la salinidad media anual (SDT , $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) para los años 1975, 1990 y la estimada para el año 2020 con los tres escenarios *A*, *B* y *C*. De forma similar en la Tabla 2.27 se presentan las mismas estimaciones para el mes de agosto. La Figura 2.21 sintetiza estos resultados para las distintas estaciones situadas en los respectivos puntos kilométricos del cauce del río Ebro.

La evaluación de estos niveles de salinidad se ha efectuado teniendo en cuenta los grados de

Tabla 2.26. Valor medio anual del SDT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) durante los años 1975 y 1990 y estimaciones para el año 2020 efectuadas para tres escenarios: (A) comportamiento del SDT semejante al del período 1975-1990, (B) comportamiento del SDT_{aj} semejante al del período 1975-1990 (sin variación del caudal) y (C) comportamiento del SDT semejante al del período 1961-1990.

	SDT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)				
	Año 1975	Año 1990	Año 2020		
			Caso A	Caso B	Caso C
Ebro en Miranda	274	340	473	434	425
Ebro en Pignatelli	439	603	930	676	886 [†]
Ebro en Zaragoza	641	917	1467	697	1147
Ebro en Sástago	656	1099	1985	1240	1325 [†]
Ebro en Mequinenza	498	737	1213	1054	1039 [†]
Ebro en Ribarroja	467	665	1060	830	984 [†]
Ebro en Ascó	525	730	1142	1192	973
Ebro en Tortosa	504	706	1111	1091	
Aragón en Jaca	139	139	139	139	123
Arba en Gallur	861	1147	1720	917	
Cinca en Fraga	450	766	1398	921	1108
Martín en Híjar	1778	2095	2730	2730	
Noguera en La Piñana	253	380	636	582	531
Segre en Serós	301	430	688	518	

[†] Estimados por interpolación

restricción de estas aguas para uso agrícola y doméstico. Así, Ayers y Westcot (1985) clasifican las aguas para uso agrícola según su salinidad en aguas sin problemas ($SDT < 450 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), aguas con problemas crecientes ($450 < SDT < 2000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) y aguas con problemas serios ($SDT > 2000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). En cuanto al consumo humano, la Organización Mundial de la Salud (Cox, 1964) establece un máximo aceptable de $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y un máximo permisible de $1500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Teniendo en cuenta estos criterios y el nivel de salinidad medio anual (Figura 2.20) las aguas del río Ebro entre Zaragoza (Km=519) y la desembocadura presentaban ya restricciones en 1975 para el uso agrícola y humano (aunque este último no llegaba al nivel máximo permisible de $1500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). En el año 1990 las aguas del tramo entre Pignatelli y Zaragoza presentan ya problemas tanto para uso doméstico como agrícola. Las predicciones para el año 2020 indican que para los tres escenarios planteados todos los tramos del río Ebro presentarán problemas tanto para uso

Tabla 2.27. Mes de agosto. *SDT* (mg L^{-1}) durante los años 1975 y 1990 y estimaciones para el año 2020 efectuadas para tres escenarios: (A) comportamiento del *SDT* semejante al del período 1975-1990, (B) comportamiento del *SDT_{aj}* semejante al del período 1975-1990 (sin variación del caudal) y (C) comportamiento del *SDT* semejante al del período 1961-1990.

	<i>SDT</i> (mg L^{-1})				
	Año 1975	Año 1990	Año 2020		
			Caso A	Caso B	Caso C
Ebro en Miranda	236	244	261	237	295
Ebro en Pignatelli	501	835	1502	1088	1333 [†]
Ebro en Zaragoza	1111	1362	1864	1087	1922
Ebro en Sástago	992	1668	3021	2164	2322 [†]
Ebro en Mequinenza	519	619	820	737	1087 [†]
Ebro en Ribarroja	436	631	1021	587	851 [†]
Ebro en Ascó	564	663	860	885	803
Ebro en Tortosa	530	642	867	612	
Aragón en Jaca	143	184	266	214	236
Arba en Gallur	838	1165	1820	1574	
Cinca en Fraga	560	917	1630	578	1483
Martín en Híjar	1674	2159	3129	2481	
Noguera en Piñana	251	387	659	588	571
Segre en Serós	469	504	574	740	

[†] Estimados por interpolación

doméstico como agrícola, llegándose a niveles de salinidad en el caso más desfavorable (escenario A) de casi 2000 mg L^{-1} en la estación de Sástago (Km=600). La situación es más crítica si se analizan los resultados del mes de agosto, ya que incluso en el caso más favorable (escenario B) las estimas del *SDT* en el año 2020 para la estación de Sástago sobrepasan el valor de 2000 mg L^{-1} . Para la situación más negativa (escenario A) se alcanzarían valores de *SDT* en el tramo medio del Ebro de hasta 3000 mg L^{-1} , lo que prácticamente inutilizaría el agua para cualquier uso de tipo agrícola y doméstico.

Dada la salinidad actual y futura estimada en la estación de Pignatelli (Km=400) los abastecimientos de agua que derivan del embalse del mismo nombre (abastecimiento de agua de Zaragoza y zonas regables del Canal Imperial de Aragón) presentan y presentarán problemas crecientes, sobre todo en los meses de mayor demanda. En el resto del río Ebro las zonas más afectadas serán las de la huerta vieja del Ebro, sobre todo las abastecidas con aguas del tramo entre

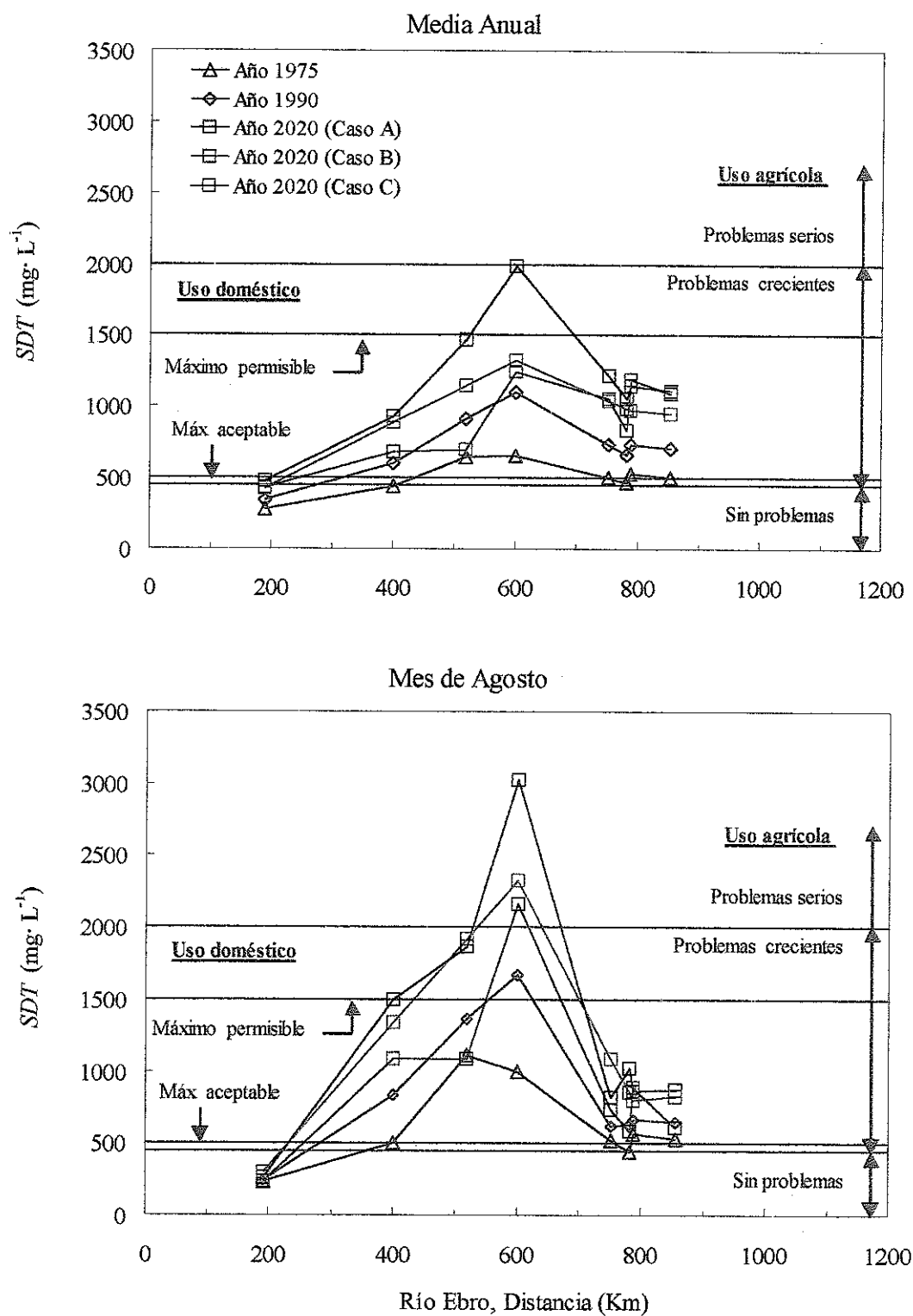


Figura 2.20. Valores del SDT ($mg L^{-1}$) medio anual y durante el mes de agosto a lo largo del río Ebro para distintos escenarios con los criterios de calidad de agua para uso doméstico y agrícola

Zaragoza y Sástago y las elevaciones localizadas en este tramo (Pina, Gelsa, Quinto de Ebro y Plan Estratégico del Bajo Ebro). Aunque el impacto económico de estos niveles de salinidad no es objeto de esta Memoria, debe resaltarse que niveles de salinidad de en torno a 2000 mg L^{-1} (equivalentes a unos 3 dS m^{-1} de *CE*) implican descensos potenciales de producción del 30% en maíz, y del 50% o incluso superiores en distintos cultivos hortícolas y frutales (Ayers y Westcot, 1985)

Entre los afluentes, las aguas del Martín en Híjar son las que presentan los valores estimados de *SDT* más altos, cercanos o incluso superiores a los 3000 mg L^{-1} en agosto (Tabla 2.27). Sin embargo, debe resaltarse que la salinidad de este río es de tipo sulfatada-cálcica (Tabla 2.13) razón por la cual su impacto negativo es menor desde el punto de vista agrícola, aunque debido a la alta concentración de sulfato no sería utilizable para uso doméstico. En la estación del Aragón en Jaca no se presentan problemas actuales ni futuros, ni como valor medio anual ni durante los meses de caudales más bajos. Tampoco se aprecian posibles problemas importantes de salinidad en la estación del Noguera en La Piñana, ni a nivel anual ni en el mes de agosto. Estas dos estaciones representan en gran medida la salinidad de las aguas de los embalses de Yesa y Santa Ana por lo que las zonas tanto urbanas como agrícolas (Canal de Bardenas y Canal de La Piñana) que se abastecen de estos dos embalses no deberían tener problemas en cuanto a la salinidad de sus abastecimientos. Esta situación es semejante para la cabecera de todos los ríos pirenaicos (Isidoro y Quílez, 1994), por lo que en general se puede concluir que los abastecimientos derivados de los embalses de cabecera de los ríos pirenaicos (Canal de Monegros, Canal del Cinca, Canal de Aragón y Cataluña) no presentarán problemas de salinidad en el futuro.

En la estación del Segre en Serós no se presentan problemas actuales de salinidad, pero pueden aparecer en un futuro próximo si se mantiene el ritmo actual de crecimiento de la misma. En la estación del Arba en Gallur y del Cinca en Fraga existen ya problemas de salinidad que se agravarán en el futuro, sobre todo en esta última estación donde el aumento de la salinidad expresado como porcentaje es el más elevado de todas las estaciones analizadas.

2.6. CONCLUSIONES

2.6.1. Relación caudal (Q) - salinidad (CE)

1. La relación potencial $CE = \alpha Q^b + CE_{aj}$, donde el residuo CE_{aj} denota los valores de CE corregidos por el caudal, es aplicable a las dieciséis estaciones analizadas en la cuenca del Ebro, obteniéndose en todos los casos regresiones significativas ($P < 0.05$).

Las regresiones explican menos del 10% de la variación de la CE en las estaciones del río Aragón-Jaca y Ebro-Miranda, mientras que en el resto de estaciones explican entre el 18% (Ebro-Mequinenza) y el 77% (Ebro-Sástago). En general, los menores coeficientes de determinación se obtienen en las estaciones localizadas en cabecera de los ríos y detrás de los embalses, y los mayores en las estaciones con mayor variabilidad en los valores de CE y Q . Puede por lo tanto concluirse que la salinidad (CE) depende significativamente del caudal (Q), aunque existen asimismo otros factores (tales como procesos físico-químicos y biológicos, la variabilidad espacial y temporal del volumen y salinidad de los aportes superficiales y subterráneos y factores antrópicos) que afectan a la misma.

2. La relación potencial $CE = \alpha Q^b + CE_{aj}$ es estática (esto es, las correlaciones más elevadas se obtienen utilizando los valores de CE y Q del mismo mes) en todas las estaciones analizadas excepto en las situadas detrás de los embalses, en las que el almacenamiento del agua hace que la relación sea dinámica, de tal manera que la CE va retrasada un mes con respecto al caudal (esto es, las correlaciones más elevadas se obtienen utilizando los valores de CE de un mes y los valores de Q del mes anterior).

3. Los valores estimados del parámetro b han sido negativos en todos los casos, indicando que la salinidad disminuye al aumentar el caudal. Los valores del parámetro a (o valor de CE para un caudal unidad, por lo que refleja la CE del caudal base o salinidad de los aportes subterráneos al río) varían entre un mínimo de 0.2 dS m^{-1} en el río Aragón-Jaca y un máximo de 9.0 dS m^{-1} en el río Ebro-Sástago.

Los parámetros a y b están significativa ($P < 0.01$) e inversamente relacionados, de tal manera que al aumentar la salinidad del caudal base aumenta el efecto diluyente de los aportes superficiales, que el modelo potencial asume de salinidad cero. Esta relación inversa se explica en base a que, para un volumen del caudal base constante, cuanto mayor es la salinidad de los aportes subterráneos (estrechamente vinculada al parámetro a), mayor es el poder relativo de dilución de los aportes

superficiales (estrechamente vinculado al parámetro b).

4. La comparación de las ecuaciones potenciales establecidas para los períodos 1961-1975 y 1975-1990 indica que las mismas no son estables en el tiempo. En todas las estaciones y, en particular, en el Ebro-Zaragoza y Cinca-Fraga, los valores de a y de b (en valor absoluto) son significativamente mayores para el segundo que para el primer período. Este resultado indica que, en general, los valores de salinidad estimados en cada estación para un caudal determinado son más elevados en el período más reciente (1975-1990), lo que sugiere que la salinidad de los aportes subsuperficiales ha aumentado en el tiempo.

5. La relación $Q-CE$ no se ve muy afectada por procesos de histéresis, aunque se constata su existencia en las estaciones de cabecera de los ríos (Aragón-Jaca y Ebro-Miranda). La histéresis se difumina (Segre-Serós, Martín-Híjar) o incluso desaparece por completo (Arba-Gallur, Cinca-Fraga, Ebro entre Pignatelli y Sástago) en los tramos medios y finales de los ríos debido a efectos antrópicos. Por otro lado, el proceso aparente de histéresis detectado en el tramo del río Ebro entre Mequinenza y Tortosa es puramente artificial y se atribuye al efecto de los embalses (tiempos de residencia de las aguas de invierno y de verano y régimen de desembalse) localizados aguas arriba de dicho tramo.

6. La variación de la CE debida a la variación del caudal depende explícitamente del caudal. En las estaciones localizadas en el río Ebro, la mayor variación en la CE por unidad de variación en el caudal se producen en las estaciones de Sástago y Zaragoza, seguidas de las de Ribarroja, Pignatelli y Tortosa; en la estación de Miranda es donde la variación del caudal tiene una menor influencia en valor absoluto sobre la variación de CE .

2.6.2. Análisis de tendencias

1. Las tendencias medias mensuales de CE y CE_{aj} estimadas a través de la regresión lineal CE (o CE_{aj}) = $a + b \cdot Tiempo$ a partir de los datos originales de CE (o CE_{aj}) y a partir de sus medias móviles de doce términos no difieren significativamente ($P > 0.05$), lo que indica que la presencia de valores extremos en los datos no afecta de forma apreciable a dichas estimas.

2. La prueba t sobre el valor estimado de la pendiente (b) de la regresión lineal $Y = a + b \cdot Tiempo$ (donde $Y = CE, CE_{aj}, Q$) y la prueba estacional de Kendall establecen unas tendencias cualitativamente similares. Los valores estimados de las tendencias mediante la pendiente de la

regresión lineal y mediante el estimador estacional de Kendall son además cuantitativamente equivalentes en el caso de las variables CE y CE_{aj} , distribuidas normalmente, pero en el caso del caudal, no distribuido normalmente, el método de regresión lineal sobrestima el valor de la tendencia con respecto al estimador estacional de Kendall

3. El método seleccionado para el análisis de las tendencias y para el establecimiento de predicciones de la salinidad ha sido el método estacional de Kendall debido a que (i) no exige normalidad de los datos, (ii) es menos sensible a valores extremos en los datos, (iii) permite comprobar fácilmente la homogeneidad mensual de las tendencias establecidas y definir un valor medio anual de la variación y (iv) es capaz de distinguir los meses críticos donde se produce una mayor variación en las variables analizadas.

4. La prueba χ^2 indica que, para los dos períodos analizados y en todas las estaciones (salvo para el período 1961-1990 en las del río Ebro en Miranda y Zaragoza y el Aragón en Jaca), existe homogeneidad en las tendencias establecidas de CE , CE_{aj} y Q para los distintos meses. Este resultado permite establecer estimaciones medias anuales de la pendiente mediante el estimador estacional de Kendall.

5. La descomposición de la variación de la CE en sus dos componentes (la variación debida al caudal, CE_q , y la variación independiente del mismo y debida al efecto aporte, CE_{aj}) explica mejor la variación total de esta variable en el período octubre de 1961 a septiembre de 1990 que en el período octubre de 1975 a septiembre de 1990. Ello es debido a la mayor longitud de la serie de datos y a que durante el segundo período se produjeron descensos muy fuertes del caudal que han podido afectar al uso del agua en la cuenca. La descomposición para ambos períodos mejora cuando se utiliza la mediana del caudal en lugar de la media debido a que la primera caracteriza mejor la distribución de caudales. En el peor de los casos la suma de las variaciones de las variables descompuestas $CE_q + CE_{aj}$ es capaz de explicar más del 58% de la variación total de CE si se utiliza la mediana del caudal.

6. La variación mensual de la salinidad depende en gran medida de las características de cada estación. En cabecera del río Ebro (Miranda) las máximas variaciones se producen entre octubre y diciembre, con un pico máximo de CE en el mes de noviembre. Estas variaciones son debidas fundamentalmente a un efecto aporte al principio del verano, siendo en el mes de agosto cuando empiezan a apreciarse los efectos de la disminución del caudal. En el tramo medio del río Ebro (entre

Zaragoza y Sástago) las variaciones más altas de salinidad se producen entre los meses de junio y diciembre, siendo debidas fundamentalmente a un efecto aporte en los meses de junio a septiembre y empezando a apreciarse el efecto de la disminución del caudal en el mes de octubre (aunque para el período 1975-1990 la variación de la *CE* fue únicamente debida al caudal). En el tramo entre Mequinenza y Tortosa el patrón de variación mensual de la salinidad cambia, desplazándose el pico máximo de *CE* desde los meses de verano a los meses de invierno (enero-febrero) y siendo debido a un efecto aporte. Este desplazamiento del pico de variación de la salinidad a los meses invernales se justifica por el almacenamiento en los embalses durante este período de las aguas que circulan durante el otoño por el tramo medio, pico que desciende posteriormente conforme se van incorporando las aguas de las lluvias y deshielos de primavera.

En las estaciones de los ríos Aragón-Jaca y Arba-Gallur no se detectaron variaciones importantes de la salinidad durante los distintos meses, en el primer caso por ser una estación de cabecera y en el segundo por estar fuertemente afectada por los retornos de riego de Bardenas I, con ciclos muy irregulares. En la estación del río Noguera-La Piñana la variación de *CE* fue muy uniforme y debida fundamentalmente a un efecto aporte, detectándose un pico máximo al comienzo del invierno que está condicionado por la regulación del agua en el embalse de Santa Ana. En las estaciones de los ríos Cinca-Fraga y Segre-Serós la variación de la salinidad fue bastante homogénea a lo largo de los meses; en el caso del Cinca esta variación de salinidad fue fundamentalmente debida a un efecto aporte en el período 1961-90 mientras que para las dos estaciones el efecto del caudal fue el más importante en el período 1975-90. Finalmente, en la estación del Martín-Hijar sólo se detectó una variación significativa de la salinidad en el mes de octubre que fue debida fundamentalmente a un efecto aporte.

7. Durante el período de 29 años comprendido entre octubre de 1961 y septiembre de 1990 la salinidad (expresada como sólidos disueltos totales, *SDT*), ha aumentado en 100 mg L^{-1} (un incremento del 32% con respecto al valor de 1961) en el Ebro-Miranda y en 250 mg L^{-1} (incremento del 50%) en el tramo medio-bajo entre Zaragoza y Ascó. El mayor incremento de salinidad estimado para este período ha sido el del Cinca-Fraga (376 mg L^{-1} o un incremento del 115%). En el río Noguera-La Piñana el aumento ha sido de 157 mg L^{-1} (un 75%) mientras que en el río Aragón-Jaca se ha estimado un pequeño descenso de 15 mg L^{-1} (un 10%).

8. Para el período de 15 años entre octubre de 1975 y septiembre de 1990 el incremento de

salinidad establecido en el río Ebro ha aumentado progresivamente en sus tramos superior (aumento de $67 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en Miranda, equivalente a un incremento del 24% con respecto al valor de 1975) y medio ($164 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (un 37%) en Pignatelli y $443 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (un 68%) en Sástago). A partir de esta estación, el incremento de la salinidad se estabiliza en torno a valores comprendidos entre 198 (un 39%) y 238 (un 48%) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (estaciones de Mequinenza y Tortosa, respectivamente). En cuanto a los afluentes, los mayores incrementos absolutos se han estimado en el Martín-Hijar ($317 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ o un 18%) y en el Cinca-Fraga ($316 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ o un 70%), seguidos del Arba-Gallur ($287 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ o un 33%) y Segre-Serós y Noguera-La Piñana (aumentos cercanos a $130 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ o en torno al 45%).

Para los dos períodos de tiempo analizados los mayores aumentos porcentuales de salinidad se han establecido en las estaciones que recogen las aguas de retorno de los grandes regadíos de la Cuenca

9. Las variaciones de salinidad dependen fuertemente del período de datos analizado y en particular de las condiciones iniciales y finales de los mismos. Así las variaciones medias anuales de salinidad establecidas para los períodos 1961-90 y 1975-90 son: para el río Ebro en Miranda de $2.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ frente a $4.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en la estación de Zaragoza de $8.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ frente a $18.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, en la estación de Flix-Ascó de $8.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ frente a $13.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, en el Noguera en La Piñana de $5.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ frente a $8.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y en el Cinca en Fraga de $13.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ frente a $21.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. La extrapolación de estas tendencias hacia el futuro deben hacerse teniendo como base las condiciones específicas sobre el comportamiento de la salinidad y las variables que la influyen durante el período o períodos analizados; de otro modo puede llegarse a resultados completamente irreales y/o a una inadecuada interpretación de los mismos. Dada la "facilidad" con que es posible malinterpretar los resultados si no se tienen en cuenta las condiciones específicas sobre el comportamiento de las variables, es recomendable siempre que se establezcan tendencias utilizar series de datos lo más largas posibles para eliminar condiciones extremas puntuales más o menos largas en el tiempo.

10. Teniendo en cuenta los criterios de salinidad del agua para uso doméstico y de riego, los valores de salinidad establecidos en 1975 indican que las aguas del río Ebro en el tramo entre Zaragoza y Tortosa presentaban ya ciertas restricciones de uso agrícola y doméstico (aunque sin llegar al nivel máximo permisible de $1500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). En 1990, dichas restricciones se acrecentaron en dicho tramo y aparecieron asimismo en el tramo superior entre Pignatelli y Zaragoza. Finalmente, los tres escenarios hipotéticos planteados predicen que en el año 2020 las aguas del río Ebro entre

Miranda y Tortosa (esto es, en todos los tramos del río Ebro) presentarán restricciones de uso doméstico y agrícola, especialmente en el tramo medio e inferior del río. Las estimas de salinidad efectuadas para el mes de agosto del año 2020 son todavía más críticas que las anuales, llegando a alcanzar en la estación de Sástago valores superiores a 2000 mg L^{-1} (unos 3 dS m^{-1} de CE) que son en principio fuertemente limitantes para cualquier uso.

La salinidad actual y futura estimada en la estación de Pignatelli presenta y presentará problemas crecientes para los abastecimientos que derivan del embalse del mismo nombre (fundamentalmente, el abastecimiento de agua de Zaragoza y las zonas regables del Canal Imperial de Aragón), sobre todo en los meses estivales de mayor demanda. En el resto del río Ebro las zonas más afectadas serán las huertas viejas del Ebro y, en particular, las abastecidas con aguas del tramo entre Zaragoza y Sástago así como las elevaciones localizadas en este tramo (Pina, Gelsa y Quinto de Ebro). El efecto de la salinidad será más importante en los meses de mayor demanda.

En cuanto a los afluentes las aguas de las estaciones del Aragón en Jaca y del Noguera en La Piñana no presentan ni presentarán problemas de salinidad a nivel anual o mensual (agosto). Dado que estas aguas son representativas de las de los embalses de Yesa y Santa Ana, los sistemas urbanos y agrícolas (Canal de Bardenas y Canal de La Piñana) que se abastecen de estos dos embalses no deberán tener problemas de salinidad. Esta situación es semejante para la cabecera de todos los ríos pirenaicos (Isidoro y Quílez, 1994), por lo que en general se puede concluir que los abastecimientos derivados de los embalses de cabecera de los ríos pirenaicos (Canal de Monegros, Canal del Cinca, Canal de Aragón y Cataluña) no presentarán problemas de salinidad en el futuro.

Las aguas del río Martín-Híjar son las que presentan los valores estimados de salinidad más altos (cerca de los 3000 mg L^{-1}) en el año 2020, aunque su impacto para la agricultura no será tan negativo como cabría prever de dicha cifra debido a que el componente fundamental de la salinidad son los yesos. En las estaciones del Segre en Serós, Cinca en Fraga y Arba en Gallur, los problemas se agravarán en el futuro. Aunque estas aguas son escasamente utilizadas "in-situ", es necesario controlar su salinización por su efecto sobre el cauce principal del río Ebro.

3. EFICIENCIA EN EL LAVADO DE LAS SALES SOLUBLES DEL SUELO

3.1. INTRODUCCIÓN

El modelo conceptual hidrosalino de flujos de retorno de riego (Quílez et al , 1987a) que se utilizará para estimar el volumen y la salinidad de los retornos de riego de la nueva zona regable de Monegros II, no tiene en cuenta originalmente la existencia de sales solubles distintas al yeso y/o carbonato cálcico en el perfil del suelo, ya que dicho modelo se desarrolló para condiciones de régimen permanente en las que se considera que la única fuente de sales son dichos minerales y las sales aportadas por el agua de riego o lluvia.

Sin embargo, la zona regable de Monegros II no puede considerarse que esté en régimen permanente, pues es un regadío muy reciente en el que, además, la presencia de sales solubles en el suelo es relativamente abundante en alguno de sus sectores de riego (Recursos Naturales S.A., 1979, 1981, 1983, 1984 a y b; Alberto et al., 1984, Cuchi, 1986; Machín y Arrúe, 1989; Berga, 1994). Por ello, antes de la aplicación del modelo a esta zona regable, es necesaria su modificación en la que se contemple la posible presencia de sales solubles y la eficiencia del lavado de las mismas en función del volumen y manejo del agua aplicada y de las características de los suelos.

El proceso de lavado de las sales del suelo es muy complejo, interviniendo tanto factores intrínsecos del suelo (estructura, textura, salinidad, etc.) como factores relacionados con el sistema de aplicación del agua y su manejo. Aunque existen modelos relativamente sofisticados que simulan de forma adecuada el lavado de las sales del suelo, la mayoría de ellos exigen una información en gran parte inexistente en la práctica y, por lo tanto, son de aplicación limitada. Por ello se han desarrollado otros modelos de tipo empírico que, aunque simplifican considerablemente la complejidad del proceso, son suficientemente precisos y adecuados a la información limitada existente a nivel de grandes polígonos de riego.

En este capítulo (1) se desarrolla una relación empírica sencilla que explica el mecanismo del lavado de sales del suelo mediante un coeficiente empírico k de eficiencia del lavado y (2) se cuantifica el valor del factor de lavado k utilizando datos experimentales de laboratorio y de campo.

3.2. TEORÍA

Si se considera que el movimiento de agua en el suelo se realiza mediante flujo pistón,

después de haber pasado un volumen de agua equivalente a un volumen de poros del suelo, la concentración de la solución del suelo será igual a la concentración del agua aplicada. Sin embargo el movimiento del agua en el suelo no se efectúa con la misma velocidad a través de todos los poros sino que es más rápido en los poros de mayor tamaño y menor en los de menor tamaño y, dentro de un mismo poro, la velocidad es mayor en el centro del poro que en las zonas próximas a sus paredes, lo que origina un proceso de dispersión hidrodinámica. Además se producen procesos de difusión química entre el agua presente en el suelo y el agua aplicada, así como reacciones químicas de precipitación-disolución y de intercambio catiónico. Todos estos procesos se combinan entre sí dando lugar a la conocida teoría del desplazamiento miscible (Nielsen y Biggar, 1962).

Se han desarrollado distintos tipos de modelos detallados (Tanji et al., 1972; van Hoorn, 1981; Martínez Beltrán, 1978) e incluso funciones de transferencia (Magesan et al., 1994, Heng et al., 1994) para explicar el movimiento de sales en el perfil del suelo considerando los distintos procesos que influyen en el mismo. Dadas las características del modelo hidrosalino que se va a aplicar en este trabajo, interesa desarrollar una ecuación relativamente sencilla que relacione el volumen de agua aplicada o el volumen de drenaje con la cantidad de sales lavadas del perfil del suelo o exportadas con el agua de lavado, utilizando parámetros empíricos de fácil interpretación y adquisición.

Hoffman (1986) recopila y analiza los resultados de distintos trabajos de campo sobre recuperación de suelos salinos y propone una relación entre la fracción de sales que permanece en el perfil del suelo después del lavado (C) con respecto a las sales presentes inicialmente en el mismo (C_o) y la cantidad de agua aplicada (D_w) por unidad de profundidad del suelo (D_s) mediante la ecuación:

$$\left(\frac{C}{C_o}\right) \cdot \left(\frac{D_w}{D_s}\right) = k, \quad \text{donde } \frac{D_w}{D_s} > k \quad [3.1]$$

El parámetro k definido mediante esta ecuación es un parámetro empírico que refleja diferencias en el contenido de agua del suelo a saturación, θ_s , y eficiencias de lavado entre distintos tipos de suelo y distintas características del lavado.

En la ecuación [3.1] se puede incluir el efecto de la concentración salina del agua de riego aplicada (C_{ar}) del siguiente modo (Dieleman, 1963):

$$\left(\frac{C - C_{ar}}{C_o - C_{ar}} \right) \cdot \left(\frac{D_w}{D_s} \right) = k \quad [3.2]$$

Estas ecuaciones se desarrollaron sobre suelos sin cultivo, por lo que deben modificarse si se quiere incluir el efecto del cultivo. Existen dos maneras diferentes de considerar el efecto de la evapotranspiración (*ET*) de los cultivos. La primera consiste en multiplicar el valor de *C*, obtenido mediante las ecuaciones anteriores para un valor dado de D_w/D_s , por el factor de concentración debido a la *ET*. La segunda consiste en utilizar en la ecuación la cantidad efectiva de agua de lavado, D_l , y no el volumen de agua aplicada, D_w . El agua efectiva de lavado, D_l , se define como el volumen de agua que percola por debajo del perfil de suelo de profundidad D_s .

En la primera aproximación hay que tener en cuenta que parte del agua de riego aplicada puede aumentar simplemente el contenido de agua del suelo, θ_w , por lo que dicha fracción es inoperante en el lavado de las sales del perfil de suelo considerado. En la ecuación original de Hoffman (3.1) esta fracción de agua coincide con el valor del parámetro *k*. La ecuación 3.1 se ha modificado en este sentido incluyendo un segundo parámetro, (D_{wo}), que se define como la cantidad de agua aplicada que se utiliza en aumentar el contenido de humedad del suelo y que es por tanto inoperante en el proceso de lavado, obteniéndose la ecuación:

$$\frac{C - C_{ar}}{C_o - C_{ar}} = \frac{k}{\frac{(D_w - D_{wo})}{D_s} + k} \quad [3.3]$$

La cantidad ($D_w - D_{wo}$) es el volumen de agua que se utiliza eficazmente para el lavado de las sales del suelo hasta una profundidad D_s , en el caso de no existir cultivo. Si existe un cultivo, de esa cantidad habría que descontar además el agua utilizada en cubrir las necesidades hídricas del cultivo.

En la segunda aproximación se considera el volumen de agua, D_l , que percola por debajo de la profundidad de suelo D_s y no el volumen aplicado de agua. Dado que el volumen de percolación es el volumen efectivo para el lavado, el valor del parámetro (D_{wo}) es nulo y se obtiene la ecuación:

$$\frac{C - C_{min}}{C_o - C_{min}} = \frac{k}{\frac{D_l}{D_s} + k} \quad [3.4]$$

donde C_{min} es la concentración del agua de riego y de lluvia en equilibrio con la solución del suelo. Debido a que en esta aproximación se está trabajando con el volumen de percolación, la ecuación 3.4 incluye directamente el efecto de la evapotranspiración del cultivo.

La utilización de una u otra de estas dos aproximaciones dependerá de las condiciones específicas de cada caso y de la consiguiente disponibilidad de datos. En experimentos de laboratorio, donde se puede medir fácilmente la percolación, la segunda aproximación parece más razonable ya que incluye directamente el volumen de agua utilizada para el lavado; sin embargo en condiciones de campo, donde es relativamente fácil medir la cantidad de agua aplicada pero sin embargo es muy difícil medir o estimar el volumen de agua percolada, la primera aproximación puede ser de más fácil aplicación.

3.2.1. Características del parámetro k

Para entender las características del parámetro k que define la eficiencia del lavado es interesante visualizar el proceso del lavado como la combinación de dos procesos fundamentales: el desplazamiento de la solución salina residente en los poros del suelo de mayor tamaño por el agua de lavado, y el movimiento de las sales de los poros de menor tamaño a los de mayor tamaño mediante difusión y fuerzas capilares.

De los experimentos recopilados por Hoffman (1986) se deducen algunas características del parámetro empírico k definido en la ecuación [3.1] y que, en su mayor parte, son generalizables a las ecuaciones modificadas [3.3] y [3.4]:

(1) cuanto mayor es el valor del parámetro k menor es la eficiencia del lavado y viceversa. Aunque la ecuación [3.1] pierde su sentido para un valor de $k=0$, el límite cuando k tiende a cero representaría el caso del lavado bajo condiciones de flujo pistón.

(2) k depende de las características del suelo, su estructura y textura: los suelos arenosos se lavan más fácilmente que los arcillosos, por lo que los valores de k son menores para los primeros. Así, de los análisis de los experimentos recopilados, Hoffman concluye que en lavado por inundación continua k es 0.1 para los suelos arenosos, 0.3 para los suelos franco-arcillosos y 0.45 para los suelos orgánicos. La distribución del tamaño de poros es determinante en la eficiencia del lavado: en suelos de textura gruesa los poros son en general más uniformes en diámetro, y existe por lo tanto una menor dispersión hidrodinámica que en suelos de texturas más finas donde coexisten poros de mayor tamaño entre los agregados y poros de menor tamaño dentro de los

agregados (Dieleman, 1963). Asimismo, en el caso de que existan flujos preferenciales en el movimiento del agua en el suelo y que, por lo tanto, se reduzca la eficiencia del lavado de sales, su efecto se verá reflejado en un valor más alto del parámetro k .

(3) k depende en gran medida del sistema de aplicación del agua, es decir, si es inundación continua, intermitente o aspersión. Teniendo en cuenta que el movimiento del agua se realiza más rápidamente a través de los poros de mayor tamaño (dispersión hidrodinámica, Nielsen y Biggar, 1961, 1962) los poros más pequeños se pueden visualizar como los que retienen en mayor medida la salinidad original del suelo durante el proceso del lavado. Por lo tanto cuanto mayor sea el contenido de humedad al que se realiza el lavado menor será la eficiencia del mismo. Cuando el lavado se efectúa en condiciones de subsaturación la mayor parte del agua se desplaza a través de los poros pequeños, ya que los poros más grandes están ocupados por aire, y la eficiencia del lavado aumenta considerablemente. Este efecto es más relevante en suelos de textura fina. Así la inundación continua es un método menos eficiente que la inundación intermitente ya que en la segunda hay movimiento de agua en condiciones de subsaturación entre riegos. Utilizando el riego por aspersión la recuperación se puede realizar en condiciones continuas de subsaturación controlando la pluviometría de los aspersores y es por lo tanto más eficiente que el riego por inundación continua.

En la práctica, la mayor o menor eficiencia del riego por aspersión y de la inundación intermitente dependen de la frecuencia del riego que determina el contenido de humedad medio del suelo al que se realiza el lavado. Así, Oster et al. (1972) compararon los distintos sistemas en un suelo arcillo-limoso encontrando el siguiente orden de eficiencias de lavado: inundación intermitente > aspersión > inundación continua, congruente con las frecuencias de riego y los contenidos de humedad medidos en el experimento. Hoffman (1986) estima a partir de los resultados experimentales de tres ensayos con inundación intermitente valores del parámetro k de 0.1, iguales para tres suelos de texturas arcillo-limosa, franca y arenosa. Este valor de k es el mismo que el obtenido en la recuperación de un suelo arenoso en condiciones de saturación.

Dieleman (1963) basándose en ecuaciones de balance de masas llega a una ecuación similar a la de Hoffman donde incluye el contenido de humedad volumétrico del suelo (θ_v) expresando la concentración de sales del suelo al contenido de humedad al que se realiza el lavado (C_{θ_v}):

$$\frac{D_l}{D_s} = \frac{\theta_v}{f} \cdot \text{Ln} \left(\frac{(C_{\theta_v})_o - \frac{C_i}{FL \cdot f}}{C_{\theta_v} - \frac{C_i}{FL \cdot f}} \right) \quad [3.5]$$

donde f es un coeficiente menor o igual que uno que determina la eficiencia del lavado, C_i es la concentración del agua de riego y FL es la fracción de lavado

Además hay que tener en cuenta otros factores que afectan al valor del parámetro k :

(4) El valor del parámetro k tal como queda definido en las ecuaciones propuestas en [3.3] y [3.4], que son las que se van a utilizar en este trabajo, esta comprendido entre 0 y ∞ . El valor de $k=0$ se corresponde con condiciones de flujo pistón en el que todas las sales se lavan después de haber pasado un volumen de agua igual al volumen de poros de la zona a recuperar. El valor de k tendiendo a ∞ se corresponde con un desplazamiento de sales nulo, es decir la situación en el límite cuando todas las sales solubles permanecen en el suelo después del lavado.

(5) El valor de k depende del tipo de iones presentes en el suelo. Los iones más móviles y/o los que sufren procesos de exclusión aniónica, como el Cl^- , se lavan más fácilmente. Los iones asociados con sales poco solubles como el Ca^{++} , SO_4^{--} o HCO_3^- se lavan más lentamente ya que su disolución está controlada por el producto de solubilidad de sus respectivos minerales. Los iones que sufren procesos de adsorción, como el boro, también se lavan más lentamente. En el caso del boro la cantidad de agua necesaria para eliminar una cierta fracción del boro presente inicialmente en el suelo es aproximadamente el doble de la necesaria para eliminar la misma cantidad de sales solubles en el caso de suelos de textura fina (Peryea et al., 1985; citado en Hoffman, 1986). Para los cationes que sufren procesos de intercambio catiónico, como el Na^+ , Ca^{++} o Mg^{++} , la eficiencia en el lavado de cada uno de ellos depende de dichos procesos. Éste a su vez está influenciado por la composición catiónica del agua de lavado y/o la presencia de sales poco solubles (calcita y yeso fundamentalmente) ya que la concentración de Ca^{++} , asociada a estos dos minerales, juega un papel determinante en los procesos de intercambio catiónico $Ca^{++} - Mg^{++}$ y $Ca^{++} - Na^+$.

(6) La eficiencia del lavado y por tanto el valor del parámetro k depende además de la salinidad inicial del suelo. El lavado es más eficiente (menor valor de k), cuanto mayor es la salinidad inicial del suelo. Desde el punto de vista conceptual la explicación es sencilla: las sales más fáciles de eliminar son las que se encuentran en los poros de mayor tamaño y, como al

progresar el proceso de lavado las sales se encuentran en mayor medida en los poros de menor tamaño, la eficiencia disminuye. Para tener una idea aproximada de la reducción de la eficiencia del lavado al disminuir la salinidad inicial del suelo se puede utilizar la ecuación 3.1. De esta ecuación se deduce que para un valor determinado de $D_w D_s^{-1}$, el producto de k por la salinidad inicial del suelo es constante, por lo que la misma predice que el valor de k aumenta proporcionalmente al descenso de la salinidad inicial del suelo. Si partimos de un suelo de salinidad C_o y una eficiencia de lavado k y se vuelve a evaluar la eficiencia del lavado a partir de una salinidad inicial $C_o/2$ la nueva eficiencia de lavado, según la ecuación 3.1, es $2k$. Es decir para un suelo determinado es necesaria la mitad de agua para reducir la salinidad de C_o a $C_o/2$ que de $C_o/2$ a $C_o/4$. Esta observación es importante a la hora de aplicar el modelo hidrosalino para años consecutivos ya que el valor del parámetro k no permanece constante con el tiempo sino que va aumentando conforme se lavan las sales del perfil del suelo. Los datos encontrados en la bibliografía no tienen en cuenta este factor, por lo que hay que tener precaución a la hora de su interpretación.

3.3. ENSAYOS DE LAVADO

Para comprobar la aplicabilidad de las ecuaciones propuestas y definidas en [3.3] y [3.4] a suelos de la Cuenca del Ebro se han analizado los datos provenientes de dos ensayos de lavado. El primero es un ensayo en columnas de laboratorio utilizando dos suelos de textura fina con yeso y carbonato cálcico que se realizó con un calado de agua constante y en los que se midió el lavado de los iones Cl^- , SO_4^{2-} , Mg^{++} , Na^+ y Ca^{++} y del total de sales solubles expresada como conductividad eléctrica (CE , $dS \cdot m^{-1}$ a $25^\circ C$). Este experimento ha permitido estimar el valor del parámetro k_i , dependiendo del tipo de ion, i , y evaluar el efecto que los distintos tipos de iones tienen sobre el valor de k obtenido para la salinidad global (CE).

El segundo ensayo es el lavado de sales de un suelo en una parcela de la finca experimental del S.I.A. (D.G.A.) en la que está instalada una triple línea de aspersión (TLA), y que se utiliza para evaluar resistencia de cultivos a salinidad. La TLA establece en el suelo un gradiente continuo de salinidad desde la línea central (más salina) hacia las dos exteriores. El lavado se realizó aplicando agua dulce únicamente en la línea central de aspersión por lo que, en principio, se dispone de distintas pluviometrías que, si quedan reflejadas en el contenido de humedad del suelo, permitirán asimismo analizar la eficiencia del lavado en condiciones de

saturación y de subsaturación del suelo. Para analizar la evolución de la salinidad del suelo durante el lavado se utilizaron sondas de succión instaladas a distintas profundidades y se realizaron medidas periódicas con un sensor electromagnético EM38 de Geonics Ltd.

3.3.1. Lavado de columnas de suelo en laboratorio

3.3.1.1. Diseño experimental y metodología

Se han utilizado los datos de Aragüés (1975) que estudió el lavado en condiciones de laboratorio de dos suelos superficiales salinos de la Cuenca del Ebro, el primero procedente de Cortes de Navarra, suelo *CU*, y el segundo de Remolinos, suelo *HN*. Las principales características de estos suelos se presentan en la Tabla 3.1. Aragüés y Alberto (1978) presentan una descripción detallada del resto de características de estos suelos. La conductividad eléctrica del extracto saturado (CE_e) de estos suelos es alta, 7.9 dS m^{-1} para el *CU* y 11.6 dS m^{-1} para el *HN*. El contenido en yeso es de 1.3% y 2.1% y en carbonato cálcico de 26.5% y 27.6% para los suelos *CU* y *HN* respectivamente.

El ensayo se realizó en columnas de laboratorio para las que se utilizaron 200 gr del suelo *CU* y 100 gr del suelo *HN*. En ambos casos los suelos se secaron al aire, se molieron y se

Tabla 3.1. Lavado de columnas de suelo en laboratorio. Características de los suelos estudiados.

	<i>CU</i>	<i>HN</i>
Suelo		
Textura	Arcilla franca	Franco-arcillo-limoso
Carbonato cálcico (%)	26.5	27.6
Yeso (%)	1.3	2.1
Porcentaje saturación (%)	64.0	61.5
CE_e (dS m^{-1}, 25 °C)	7.9	11.6
Porcentaje de Na de cambio (%)	15.4	25.3
Porosidad (%)	53	49
Densidad aparente (g cm^{-3})	1.27	1.38
Densidad real (g cm^{-3})	2.71	2.70
Total sales solubles (meq/100gr)	41.0	63.2
Total sales percolado (meq/100gr)	28.2	46.0
Columnas		
Porosidad columnas (cm^3)	68.4	29.5
Volumen de suelo (cm^3)	142.2	66.5

tamizaron por tamiz de 2mm. Los suelos se compactaron en las columnas siguiendo la metodología descrita por Richards (1954) y las columnas se saturaron inicialmente al vacío y con agua libre de aire para evitar la presencia de aire y la inducción de poros estagnantes. Se realizaron dos ensayos para cada suelo, en un caso con agua libre de aire (*CU2*, *HN2*) y en otro con agua saturada en aire (*CU3*, *HN3*). El percolado de las columnas se recogió en fracciones de 25 ml en las que se midió la *CE* y las concentraciones de Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , Ca^{++} y Mg^{++} . El diseño detallado del experimento, así como los resultados analíticos de las concentraciones de los iones y la *CE* en cada una de las fracciones de percolado recogidas se pueden encontrar en Aragüés (1975).

El volumen del suelo V_s en cada columna se ha estimado teniendo en cuenta la densidad de los sólidos de cada suelo (densidad real, ρ_s) y la porosidad total del suelo en las columnas (V_o) utilizando la ecuación:

$$V_s = \frac{M_s}{\rho_s} + V_o \quad [3.6]$$

donde M_s es la masa de suelo utilizada en cada columna.

El lavado se realizó a saturación con contenidos de humedad gravimétricos, estimados teniendo en cuenta el volumen de poros en cada columna, del 34.2% para el suelo *CU* y del 29.5% para el suelo *HN*.

Dado que se midió periódicamente el volumen de agua percolada de las columnas, para la obtención de las curvas de lavado y la estimación del valor del parámetro k para los distintos iones se utilizó la ecuación 3.4. Esta ecuación relaciona la altura de agua percolada (D_l) por unidad de profundidad de suelo (D_s), con el cociente entre la salinidad media del suelo (C) después de haber percolado una altura de agua D_l y la salinidad media inicial del suelo (C_0). En este experimento no se dispone de medidas de la salinidad media del suelo conforme avanza el proceso del lavado, por lo que se han seguido dos aproximaciones:

(1) En la primera aproximación, denominada concentración del percolado *CP*, se ha estudiado la relación entre la concentración del percolado después de haber pasado un cierto volumen de agua y la concentración de la primera fracción de percolado recogida; es decir, se asume que la tasa de reducción de la salinidad del suelo durante el lavado es igual a la tasa de reducción en la concentración de las fracciones de percolado recogidas al final de la columna. Esta hipótesis se justifica porque cada fracción de percolado de 25 ml equivale al 37% (suelo *CU*) y al

85% (suelo *HN*) de la solución presente en las columnas. El valor de C_o se asume igual a la *CE* o a la concentración de los iones medidos en la primera fracción de 25 ml.

(2) En la segunda aproximación, denominada total de sales solubles *TSS*, se ha tenido en cuenta la masa total de sales presente inicialmente en cada suelo, determinada por Aragiés (1975) mediante el método de extracciones sucesivas, y se ha estimado la masa total de sales en el suelo después de recoger cada fracción de percolado como la inicial menos la masa del ion correspondiente eliminada a través del percolado. En esta aproximación se está por lo tanto evaluando cómo disminuye la masa de sales en el suelo y no la concentración de las mismas durante el proceso de lavado. En el caso del ion cloruro, para los dos suelos, la masa total medida mediante el método de extracciones sucesivas fue muy superior tanto a la recogida en el percolado como a la medida en el extracto saturado. La diferencia entre estos valores es inexplicable teniendo en cuenta que las sales del cloruro son muy solubles. Por ello se volvieron a estimar los parámetros de la curva de lavado para el cloruro considerando la masa total de cloruro recogida en el percolado en sustitución del total de cloruro medido mediante el método de extracciones sucesivas.

En ambas aproximaciones el cociente entre D_l y D_s se expresa como el cociente entre el volumen de agua percolada (V_l) y el volumen de suelo lavado (V_s), ambos en cm^3 .

Las ecuaciones de lavado se han ajustado separadamente para la *CE*, los iones Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , Ca^{++} y Mg^{++} , la suma de aniones, la suma de cationes y la semisuma de aniones y cationes. La estimación de los parámetros, D_o y k , de las ecuaciones de lavado de la forma:

$$\frac{C}{C_o} = \frac{k}{\frac{D_l - D_o}{D_s} + k} \quad [3.7]$$

se realizó mediante mínimos cuadrados no lineales utilizando el algoritmo de Marquardt (1963). Aunque al utilizar el volumen de agua percolada el valor de D_o debería ser cero, se incluyó en la ecuación para confirmar esta hipótesis. C_{min} (ecuación 3.4) se ha asumido igual a cero ya que se ha considerado que después de un tiempo lo suficientemente largo todas las sales del suelo se habrán lavado por lo que tanto la concentración del agua del suelo como la del percolado serán iguales a la concentración del agua aplicada, es decir, cero (agua destilada). Como expresión de la bondad del ajuste se utilizó el coeficiente de determinación de la recta de regresión entre los valores de C/C_o medidos y estimados mediante la ecuación anterior.

3.3.1.2. Resultados y Discusión

3.3.1.2.1. Ecuaciones de lavado: aproximación *CP*

El valor estimado del parámetro D_o de la ecuación 3.7 no fue significativamente diferente de cero para ninguno de los iones analizados en los dos suelos, lo que corrobora la hipótesis de partida y permite reajustar el modelo simplificado con $D_o=0$. Los valores estimados del parámetro k (junto con sus errores de estimación) para la *CE* y para cada uno de los iones analizados se presentan en la Tabla 3.2 para los dos suelos y en las dos condiciones del experimento: agua libre de aire (*CU2*, *HN2*) y agua saturada en aire (*CU3*, *HN3*), así como para los valores medios de cada suelo (*CU*, *HN*).

En general para cada uno de los suelos los valores estimados del parámetro k no difirieron significativamente dependiendo del tipo de agua utilizada durante el lavado. En el caso del ion bicarbonato para el suelo *CU2* la concentración recogida en la primera fracción de percolado fue mucho más baja que la recogida en las fracciones inmediatamente siguientes y de ahí el alto valor estimado para el parámetro k . Sin embargo, si se realiza el análisis de los datos a partir de la segunda fracción de percolado recogida, el valor estimado de k es mucho menor ($k=3.044$ con un error de estimación de 0.457) y más congruente con el valor de k estimado para *CU3* ($k=2.939$ con un error de estimación de 0.373).

El *Cl* es en todos los casos el ion que mejor se ajusta a la curva de lavado teórica ($r^2 > 0.99$), como puede observarse en la Figura 3.1 para los dos suelos, debido fundamentalmente a que es un ion muy móvil, con sales asociadas muy solubles y que no se adsorbe en general al suelo. Los valores del parámetro k estimados para este ion fueron en todos los casos inferiores a 0.1, es decir, se lava rápida y eficientemente. Estos valores tan bajos de k pueden también ser debidos al proceso de exclusión negativa ya que el *Cl* es repelido por las superficies de las arcillas cargadas negativamente, por lo que se mueve más rápidamente por el centro de los poros.

En el caso del ion sulfato se obtuvieron también muy buenos ajustes ($r^2 > 0.86$) pero debido a que su lavado está controlado por la solubilidad del yeso y por los procesos de intercambio del ion Ca^{++} se obtuvieron valores mayores del parámetro k que fueron de 0.57 para el suelo *CU* y de 0.87 para el *HN*. Debe tenerse en cuenta que, según Oster y Halvorson (1978), la *CE* de una solución saturada en yeso puede aumentar hasta en un orden de magnitud cuando la misma percola a través de un suelo en el que el *Na* y *Mg* intercambiables del suelo sustituyen al

Tabla 3.2. Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación *CP*). Valores estimados del parámetro *k* para los distintos iones en los suelos *CU* y *HN* obtenidos en base a la concentración del percolado. Entre paréntesis se dan los errores de estimación.

Iones	<i>CU</i> 2 [†]	<i>CU</i> 3 [‡]	<i>CU</i> [#]	<i>HN</i> 2 [†]	<i>HN</i> 3 [‡]	<i>HN</i> [#]
<i>Cl</i>	0.03 (0.003)	0.03 (0.002)	0.03 (0.004)	0.08 (0.012)	0.04 (0.007)	0.06 (0.009)
<i>SO</i> ₄ ⁼	0.59 (0.036)	0.56 (0.029)	0.57 (0.032)	0.79 (0.022)	0.95 (0.030)	0.87 (0.016)
<i>HCO</i> ₃ ⁻	9.98 (2.718)	2.94 (0.373)	4.56 (0.578)	1.16 (0.066)	2.09 (0.089)	1.52 (0.054)
<i>Na</i> ⁺	0.17 (0.013)	0.18 (0.012)	0.17 (0.012)	0.26 (0.024)	0.23 (0.021)	0.24 (0.021)
<i>Mg</i> ⁺⁺	0.26 (0.014)	0.28 (0.015)	0.27 (0.015)	0.62 (0.040)	0.61 (0.049)	0.62 (0.043)
<i>Ca</i> ⁺⁺	0.85 (0.061)	0.94 (0.084)	0.89 (0.072)	4.77 (0.278)	5.39 (0.389)	5.08 (0.325)
<i>Aniones</i>	0.27 (0.009)	0.26 (0.009)	0.26 (0.009)	0.43 (0.012)	0.42 (0.008)	0.43 (0.009)
<i>Cationes</i>	0.24 (0.007)	0.26 (0.007)	0.25 (0.007)	0.45 (0.007)	0.42 (0.011)	0.44 (0.008)
<i>Iones</i>	0.25 (0.008)	0.26 (0.008)	0.25 (0.008)	0.44 (0.009)	0.42 (0.009)	0.43 (0.008)
<i>CE</i>	0.24 (0.005)	0.25 (0.006)	0.25 (0.006)	0.46 (0.009)	0.39 (0.010)	0.42 (0.009)

† 2: Agua libre de aire

‡ 3: Agua saturada en aire

: valores medios de 2 y 3

calcio en solución. Los valores estimados de *k* son más altos para el suelo *HN* que para el *CU* debido fundamentalmente al mayor porcentaje de yeso en el primero. Estos valores son más bajos de los esperados en principio, ya que al haber una alta proporción de yeso en el suelo se podría esperar que el agua de percolación estuviera casi saturada en sulfato. Sin embargo este proceso está condicionado por tres factores: la cinética de la disolución del yeso, el hecho de que el lavado de las columnas se realizó a saturación permanente, y la profundidad de suelo recuperado que fue

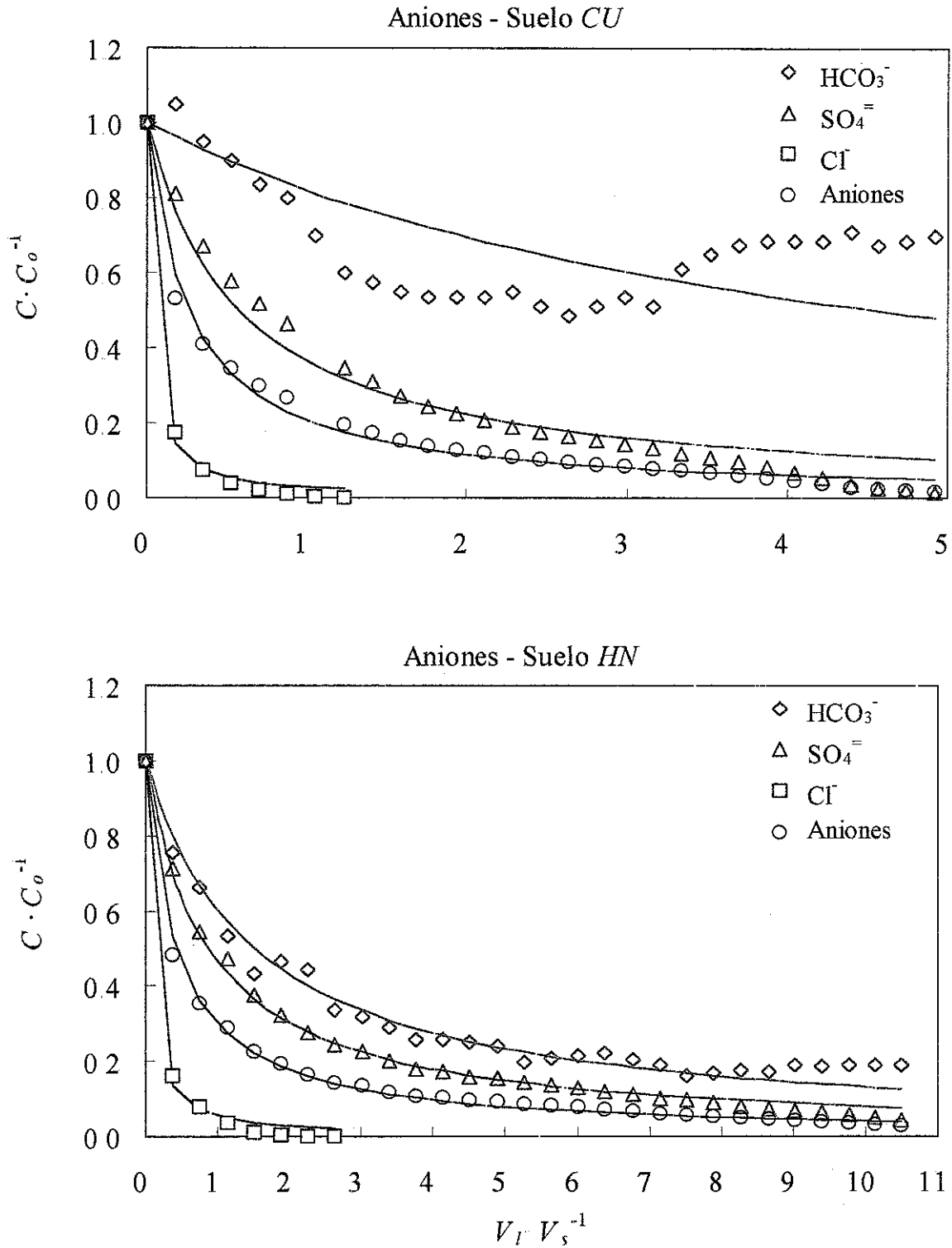


Figura 3.1. Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación *CP*) Curvas de lavado de los aniones para los suelos *CU* (media de *CU2* y *CU3*) y *HN* (Media de *HN2* y *HN3*). Relación entre el volumen de agua percolada en la columna (V) relativo al volumen de la columna (V_s) y la concentración de los aniones en el percolado (C) con respecto a la concentración inicial (C_0) medida en la primera fracción de percolado de 25 ml.

pequeña. En procesos de lavado en campo se deberían obtener valores más altos del parámetro k para el sulfato, al menos en los casos en que su fuente sea el yeso u otra sal de solubilidad similar, considerando por un lado que el agua no se aplica continuamente sino que existe un intervalo entre riegos que hace que la cinética de la disolución del yeso no sea tan importante y por otro que la profundidad de suelo a recuperar es mayor que la utilizada en este ensayo.

Para el ion bicarbonato se encontraron los peores ajustes a la curva de lavado ($r^2 < 0.19$) debido a que su fuente es fundamentalmente la calcita y por tanto su disolución está muy influenciada por su baja solubilidad y por la presencia de yeso (debido al efecto del ion Ca^{++} como ion común a la calcita y al yeso). Cuando la concentración de sulfato, y por tanto la del Ca^{++} , proveniente del yeso empieza a disminuir más rápidamente, hecho que se produce para un valor de $V_f V_s^{-1}$ de aproximadamente igual a 3 en el caso del suelo *CU* y de 8 para el suelo *HN*, la concentración de bicarbonato aumenta (Figura 3.1). Dado que este aumento se produce antes en términos de $V_f V_s^{-1}$ en el suelo *CU* que en el *HN*, debido a la mayor proporción de yeso en éste último, los valores estimados de k son mayores para el suelo *CU* que para el *HN*.

Para la suma total de los tres aniones el ajuste es mejor ($r^2 > 0.98$) que para los iones individuales, ya que se compensan los efectos de unos iones sobre otros. El valor estimado del parámetro k , 0.26 para el suelo *CU* y 0.43 para el *HN*, es similar al obtenido para la *CE*.

Para los cationes la situación es muy similar a la de los aniones con los que están asociados (Figura 3.2), aunque los ajustes en general son peores debido a los procesos de intercambio con la matriz del suelo. El ion Na^+ , asociado en general al cloruro, es para el que se obtienen los mejores ajustes ($r^2 > 0.97$) aunque los valores estimados de k son superiores a los obtenidos para el cloruro, 0.17 y 0.25 para los suelos *CU* y *HN* respectivamente. Esta menor eficiencia en su lavado, en comparación con el cloruro, es debida a que una parte del sodio se encuentra en las posiciones de cambio del suelo desde las que se va incorporando a la solución del suelo conforme es sustituido por el calcio proveniente de la disolución del yeso o la calcita, y a que el sodio no sufre el proceso de exclusión negativa. El valor más alto de k obtenido para el suelo *HN* se asocia al valor más alto del porcentaje de sodio intercambiable para este suelo (25.3 % en el suelo *HN* frente a 15.4 % en el suelo *CU*) lo que supone una fuente adicional de sodio en el suelo. Jury et al. (1979) en ensayos en lisímetros con tres tipos de suelo también encontraron que el lavado del sodio era más lento en términos de volúmenes de poros cuanto mayor era la capacidad de intercambio catiónico del suelo.

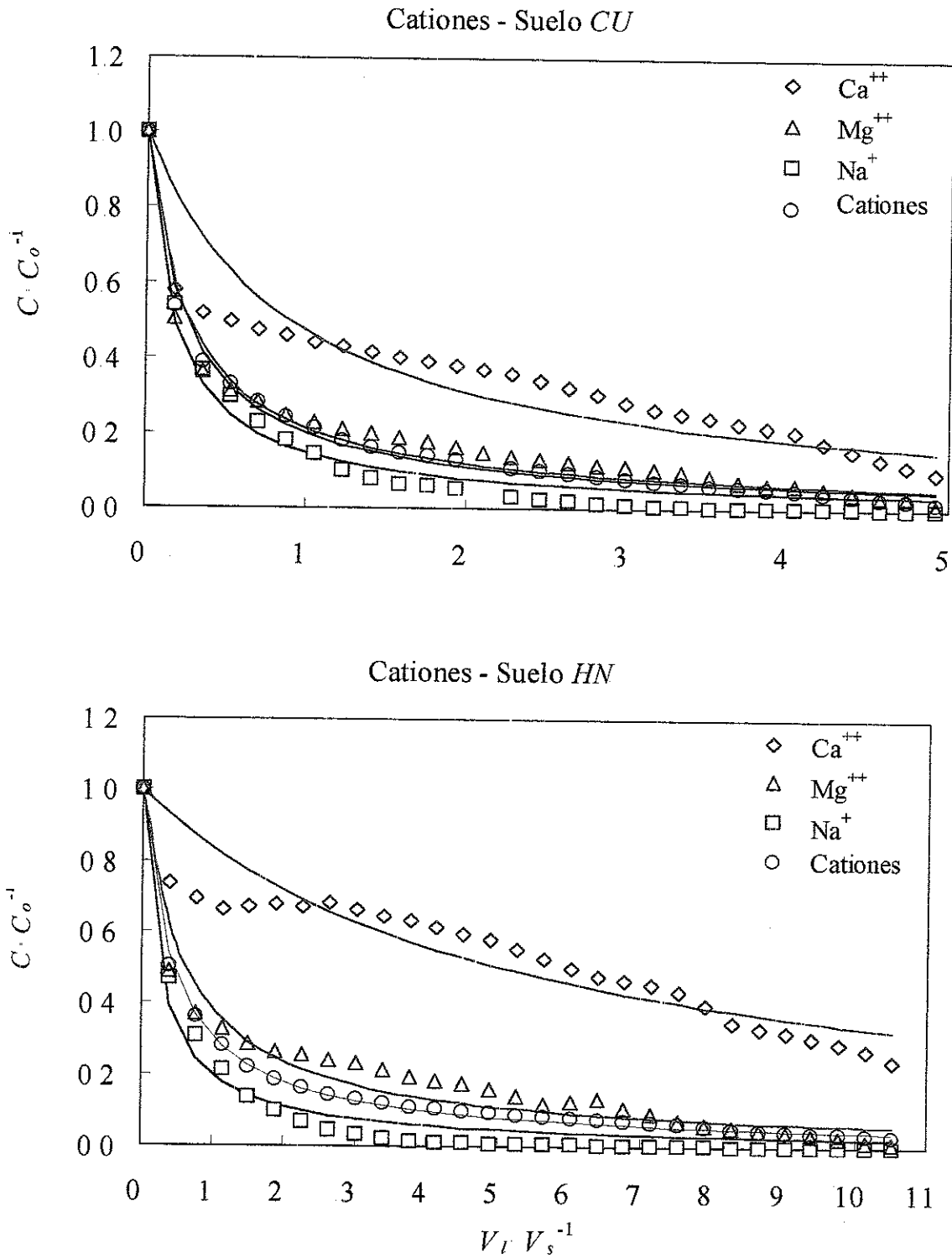


Figura 3.2. Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación *CP*). Curvas de lavado de los cationes para los suelos *CU* (media de *CU2* y *CU3*) y *HN* (Media de *HN2* y *HN3*). Relación entre el volumen de agua percolada en la columna (V_t) relativo al volumen de la columna (V_s) y la concentración de los cationes en el percolado (C) con respecto a la concentración inicial (C_0) medida en la primera fracción de percolado de 25 ml.

El lavado del magnesio ($r^2 > 0.92$) es menos eficiente que el del sodio, con valores estimados de k de 0.27 (suelo *CU*) y 0.62 (suelo *HN*) debido probablemente a procesos de intercambio con la matriz del suelo. El calcio ($r^2 > 0.72$) es el ion que se lava más ineficientemente debido a su asociación con sales poco solubles y, como en el caso del magnesio, a los procesos de intercambio con la matriz del suelo. Los valores estimados de k fueron de 0.89 para el suelo *CU* y 5.08 para el suelo *HN*. El valor más alto estimado para el suelo *HN*, al igual que ocurría con el ion sulfato, está ligado en parte a la existencia de una mayor proporción de yeso en este suelo.

El ajuste de los puntos a las curvas teóricas de lavado es mejor para la suma de los tres cationes ($r^2 > 0.99$) que para los iones individuales, ya que se compensan los efectos de unos sobre otros y los valores estimados de k (0.25 en el suelo *CU* y 0.44 en el suelo *HN*) son semejantes a los obtenidos para la suma total de aniones, lo que es lógico teniendo en cuenta el principio de electroneutralidad de las soluciones.

Los valores de k estimados para el total de iones y la *CE* no presentaron diferencias significativas ($P > 0.05$) entre ellos para ninguno de los dos suelos estudiados. Estos valores fueron de 0.25 para el suelo *CU* y 0.43 para el suelo *HN*.

Jury et al (1979) analizaron en lisímetros el lavado de tres suelos, uno franco arenoso y dos franco arcillosos, mediante inundación continua y riego diario a subsaturación a una dosis de $1 \text{ cm} \cdot \text{día}^{-1}$. En todos los suelos inicialmente existía un alto porcentaje de yeso y calcita, fundamentalmente en la parte superior del perfil del suelo, debido a las condiciones prevalentes los años precedentes al experimento. Estos autores relacionaron la concentración relativa del agua de drenaje (C/C_o^{-1}) y el número de volúmenes de poros drenados (*VP*) mediante la ecuación:

$$\left(\frac{C}{C_o} \right) (VP) = k \quad [3.8]$$

El valor estimado del parámetro k para el conjunto de todos los suelos y métodos de riego fue de 0.8. En el caso de inundación continua y para los dos suelos franco arcillosos el contenido de humedad al que se realizó el lavado fue de 0.43 y 0.47. Asumiendo que el lavado se realizó a saturación y por tanto que estos valores equivalen a 1 *VP* y sustituyendo en la ecuación 3.8 $VP = D_w \cdot D_s^{-1} \cdot \theta^{-1}$, donde θ es el contenido volumétrico de humedad del suelo, los nuevos valores de k obtenidos son de 0.34 y 0.37. Estos valores son comparables a los obtenidos para el

suelo *HN* (0.43) de textura y con un porcentaje de sodio intercambiable similar al de los dos suelos anteriores.

El lavado de sales se realiza más rápida y eficientemente en el suelo *CU* que en el suelo *HN*. Este resultado está condicionado en parte por la diferencia textural entre los dos suelos que hace que sus propiedades físicas y, fundamentalmente, de transmisión de agua sean diferentes. Así la conductividad hidráulica durante el proceso de lavado fue casi el doble para las columnas del suelo *CU* que para las del suelo *HN* (Aragüés y Alberto, 1978). El efecto que la diferencia textural tiene sobre el lavado de las sales se ve reflejado en el valor estimado del parámetro k para el ion cloruro, que fue significativamente mayor ($P < 0.05$) para el suelo *HN* que para el *CU*. Otro factor que condiciona las menores eficiencias de lavado estimadas para el suelo *HN* es la mayor proporción de yeso en este suelo. Así las eficiencias de lavado para el ion sulfato fueron significativamente mayores para el suelo *CU* que para el *HN* como puede observarse en la Figura 3.1. Este hecho puede también observarse en la Figura 3.2 para el ion Ca^{++} , aunque en este caso la menor eficiencia de lavado en el suelo *HN* está también relacionada con el mayor porcentaje de sodio de cambio. Estos dos efectos están relacionados ya que el mayor porcentaje de sodio de cambio del suelo *HN* puede prolongar los procesos de intercambio $Na^+ - Ca^{++}$ e incrementar la solubilidad del yeso presente en el mismo.

Tanto en la Figura 3.1 como en la 3.2 se observa que los puntos no se distribuyen aleatoriamente a la largo de la curva de ajuste, sino que existe un error sistemático situándose en general los puntos por debajo de la curva para los valores menores y mayores de $V_l V_s^{-1}$ y por encima de la curva para los valores intermedios. Esta distribución sistemática de los errores está indicando que el modelo ajustado no sigue perfectamente la curvatura del proceso. Este comportamiento puede achacarse a las interacciones químicas entre los distintos iones en los procesos de solubilización de los minerales, aunque dadas las diferencias entre los valores muestrales y los valores estimados se considera que el modelo seleccionado es lo suficientemente bueno para describir el proceso.

3.3.1.2.2. Ecuaciones de lavado: aproximación TSS

Los valores del parámetro D_0 (ecuación 3.7) obtenidos teniendo en cuenta la proporción de sales que permanece en el suelo después de haber percolado cada fracción de 25 ml. fueron significativamente diferentes de cero (Tabla 3.3) salvo para el Mg^{++} en el suelo *CU*. Los valores

Tabla 3.3. Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación *TSS*). Valores estimados del parámetro D_o , para los distintos iones en los suelos *CU* y *HN*, de la ecuación

$$\frac{M}{M_o} = \frac{k}{((D_l - D_o)/D_s) + k} \quad \text{considerando el total de sales solubles en el suelo.}$$

Iones	CU2	CU3	CU	HN2	HN3	HN
<i>Cl</i>	-0.74	-1.29	-0.98	-1.87	-2.78	-2.53
<i>SO₄⁻</i>	0.05	0.07	0.06	-0.36	-0.24	-0.30
<i>HCO₃⁻</i>	-0.25	-0.08	-0.08	-0.77	-1.06	-0.90
<i>Na⁺</i>	-0.46	-0.40	-0.67	-0.34	-1.26	-0.81
<i>Mg⁺⁺</i>	0.07 [†]	0.10	0.09 ^N	0.20	0.28	0.25
<i>Ca⁺⁺</i>	-0.01 [†]	0.09	0.05	0.48	0.57	0.53
<i>Aniones</i>	-0.32	-0.24	-0.28	-1.06	-0.99	-1.02
<i>Cationes</i>	-0.35	-0.16	-0.25	-0.40	-0.31	-0.35
<i>Iones</i>	-0.33	-0.20	-0.26	-0.71	-0.61	-0.66
<i>Cl[†]</i>	0.10	0.11	0.11	0.25	0.27	0.25
<i>Aniones[†]</i>	-0.27	-0.19	-0.23	-0.90	-0.86	-0.88
<i>Iones[†]</i>	-0.31	-0.18	-0.24	-0.64	-0.56	-0.59

^{NS} No significativamente diferente de cero ($P > 0.05$)

[†] Calculado utilizando la masa total de cloruro recogida en el percolado

estimados de D_o fueron positivos para el SO_4^- en el suelo *CU* y los iones Ca^{++} y Mg^{++} en los dos suelos. Para el resto de iones así como para el total de aniones, cationes, la semisuma de aniones y cationes y la *CE* estos valores fueron negativos. Es difícil entender el significado de estos valores ya que, como se ha indicado anteriormente, desde el punto de vista teórico el valor de D_o representa el volumen de agua utilizado en cambiar la humedad del suelo y, por lo tanto, no es un volumen efectivo para el lavado. En nuestro caso se utiliza el volumen de agua percolada, razón por la cual el valor de D_o debería ser cero.

Analizando el ion cloruro, se observa que los valores estimados de D_o son negativos cuando se utiliza la masa total en el suelo medida mediante el método de extracciones sucesivas, y positivo cuando se utiliza el total de cloruro recogido en el percolado. Dado que en el primer caso se estaría sobreestimando el valor de la masa total de cloruro en el suelo y en el segundo, en principio, infraestimando, ya que podría quedar cloruro residual en el suelo en los poros mas pequeños por los que no estuviese circulando el agua de lavado, parece que los valores del parámetro D_o están más relacionados con el valor del total de las sales solubles del suelo que con el proceso de lavado en sí. Para las sales poco solubles como el yeso y la calcita, y sus aniones

asociados bicarbonato y sulfato, se está considerando mediante el método de extracciones sucesivas una masa, parte de la cual está en estado sólido y cuya incorporación a la solución del suelo está condicionada por procesos cinéticos que no se han considerado. En el caso de los cationes, dado que los valores obtenidos para el Ca^{++} y el Mg^{++} son negativos mientras que para el Na^+ son positivos, se podría especular que durante el proceso de extracción de sales solubles se han podido producir procesos de intercambio del calcio y magnesio en solución con el sodio en las posiciones de cambio del suelo por lo que los valores de la masa total para los dos primeros estarían sobreestimados mientras que los del sodio estarían infraestimados. El valor del parámetro D_o en esta aproximación está pues en parte condicionado por la definición del total de sales solubles en el suelo y su método de medida más que con el proceso de lavado.

Los valores estimados del parámetro k (Tabla 3.4) son mucho más altos que los obtenidos con las concentraciones del percolado, aunque el orden de mayor a menor eficiencia del lavado se mantiene con respecto al obtenido en la aproximación *CP*. En general el ajuste es mejor para los aniones que para los cationes debido a los procesos de intercambio catiónico que tienen lugar entre los cationes y la matriz del suelo, como puede observarse comparando las Figuras 3.3 y 3.4 para ambos suelos.

Para el cloruro se obtienen los valores más bajos de k , 0.9 para el suelo *CU* y 2.1 para el suelo *HN*. Sin embargo ya se ha comentado anteriormente que estos valores están muy sobrestimados. Estimando los parámetros de la curva de lavado para el cloruro considerando la masa total de cloruro recogida en el percolado, los valores estimados de k fueron de 0.02 para el suelo *CU* y 0.04 para el *HN* con coeficientes de determinación superiores al 94%. El buen ajuste de los puntos al modelo puede observarse en las Figuras 3.3 y 3.4 para los dos suelos *CU* y *HN*, con unos valores del coeficiente de determinación semejantes a los obtenidos en la aproximación *CP*.

Para el sulfato el ajuste a la curva de lavado fue muy bueno (Figura 3.3) con coeficientes de determinación superiores al 99% en todos los casos. Los valores estimados del coeficiente k fueron superiores a los obtenidos para la concentración del percolado, 1.3 para el suelo *CU* y 4.4 para el *HN*. Para el bicarbonato se estimaron valores de k de 18.8 para el suelo *CU* y 23.3 para el *HN* con valores del coeficiente de determinación superiores al 97%, mucho más altos que en la aproximación anterior.

Tabla 3.4. Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación *TSS*). Valores estimados del parámetro *k* para los distintos iones en los suelos *CU* y *HN* obtenidos en base a la masa total de sales solubles en el suelo. Entre paréntesis se dan los errores de estimación

Iones	<i>CU2</i>	<i>CU3</i>	<i>CU</i>	<i>HN2</i>	<i>HN3</i>	<i>HN</i>
<i>Cl</i>	0.73 (0.22)	1.13 (0.24)	0.90 (0.30)	2.07 (0.43)	1.86 (0.47)	2.11 (0.48)
<i>Cl</i> [†]	0.03 (0.007)	0.02 (0.004)	0.02 (0.005)	0.05 (0.015)	0.02 (0.006)	0.04 (0.010)
<i>SO</i> ₄ ⁼	1.40 (0.02)	1.20 (0.02)	1.30 (0.02)	4.56 (0.06)	4.16 (0.04)	4.35 (0.04)
<i>HCO</i> ₃ ⁻	23.28 (0.46)	18.76 (0.28)	18.76 (0.28)	21.37 (0.73)	25.663 (0.65)	23.345 (0.43)
<i>Na</i> ⁺	1.69 (0.12)	1.36 (0.09)	1.81 (0.14)	1.20 (0.09)	1.98 (0.21)	1.61 (0.15)
<i>Mg</i> ⁺⁺	0.84 (0.06)	0.70 (0.07)	0.77 (0.06)	1.74 (0.11)	1.27 (0.16)	1.48 (0.14)
<i>Ca</i> ⁺⁺	4.03 (0.03)	3.41 (0.07)	3.70 (0.05)	5.63 (0.20)	4.85 (0.26)	5.22 (0.23)
<i>Aniones</i>	2.38 (0.05)	2.12 (0.03)	2.25 (0.04)	5.99 (0.14)	5.54 (0.11)	5.76 (0.12)
<i>Aniones</i> [†]	2.16 (0.04)	1.89 (0.02)	2.02 (0.03)	5.29 (0.11)	4.98 (0.08)	5.13 (0.09)
<i>Cationes</i>	2.37 (0.05)	1.78 (0.01)	2.05 (0.03)	3.17 (0.03)	2.99 (0.05)	3.08 (0.03)
<i>Iones</i>	2.38 (0.05)	1.94 (0.02)	2.15 (0.03)	4.41 (0.07)	4.10 (0.04)	4.25 (0.05)
<i>Iones</i> [†]	2.27 (0.05)	1.83 (0.01)	2.04 (0.03)	4.13 (0.06)	3.88 (0.04)	4.00 (0.04)

[†] Calculado utilizando la masa total de cloruro recogida en el percolado.

Para la suma de los aniones se obtuvieron valores del coeficiente de determinación superiores al 98% y éstos fueron superiores al 99% cuando se utilizó la masa total de cloruro recogida en el percolado. Los valores estimados de *k* fueron de 2.0 para el suelo *CU* y 4.0 para el *HN*.

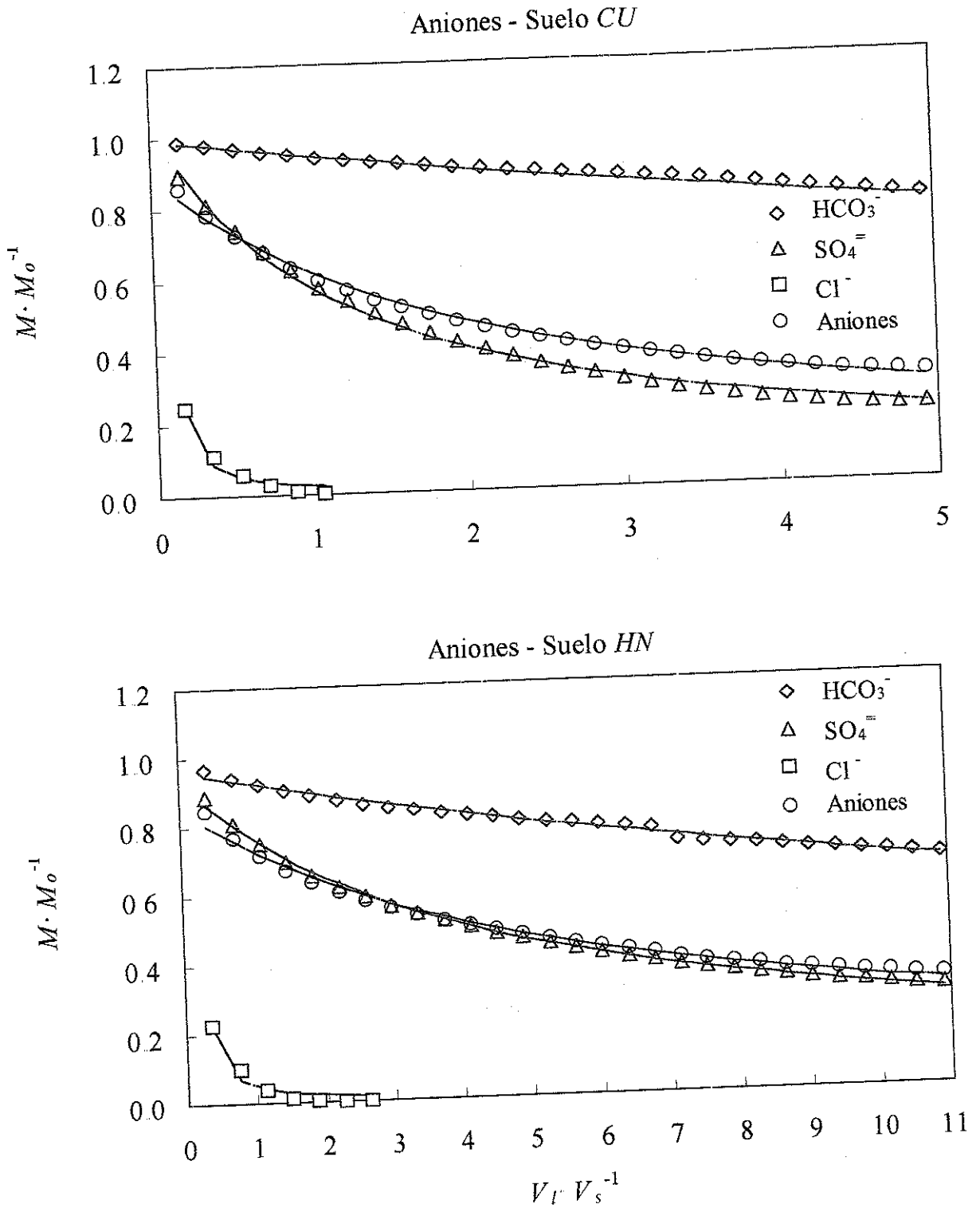


Figura 3.3. Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación TSS). Curvas de lavado de los aniones para los suelos CU (media de CU2 y CU3) y HN (media de HN2 y HN3). Relación entre el volumen de agua percolada en la columna (V_l) relativo al volumen de la columna (V_s) y la masa de los aniones en el suelo (M) con respecto a la masa inicial (M_0) de cada anión en el suelo

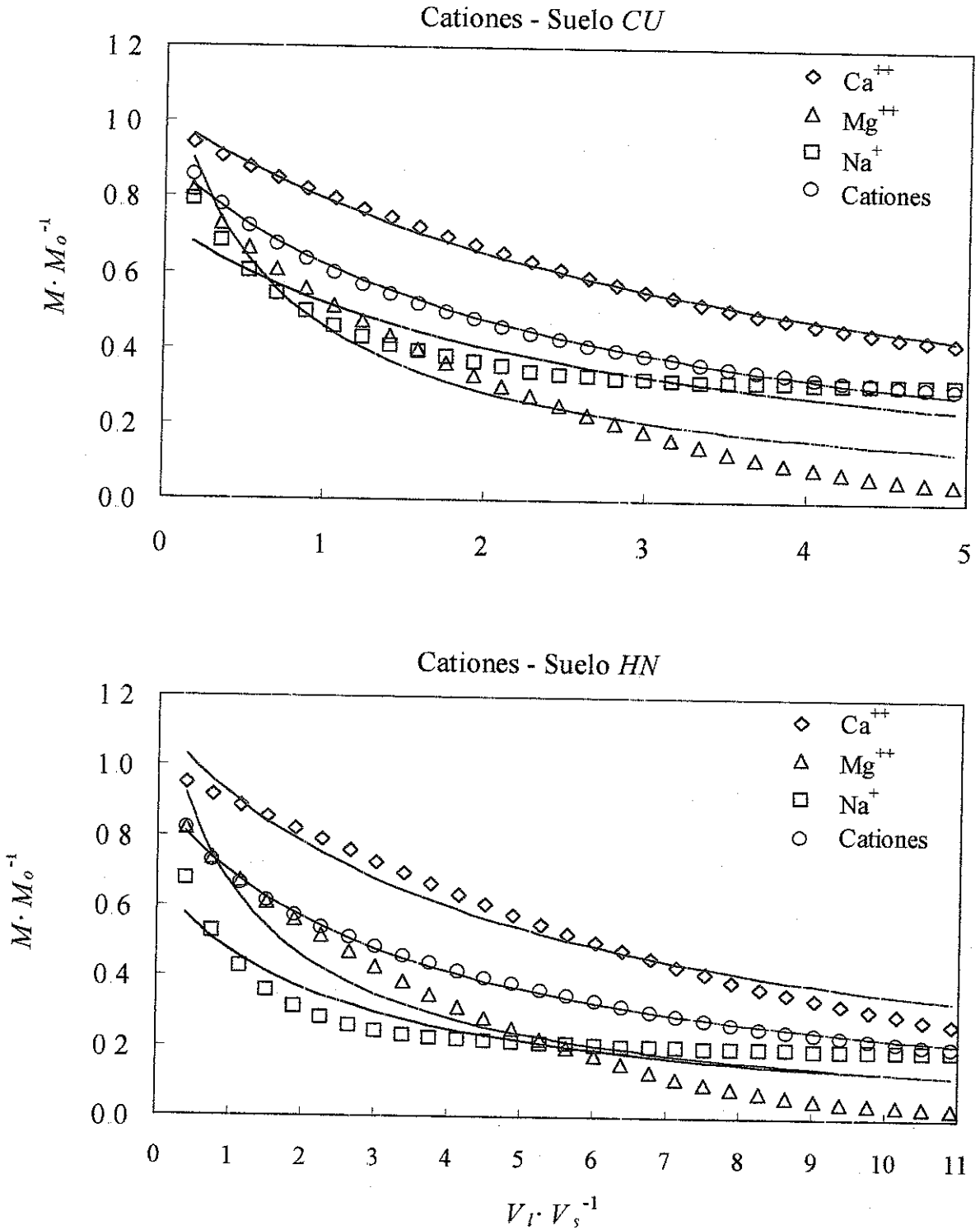


Figura 3.4 Lavado de columnas de suelo en laboratorio (aproximación *TSS*). Curvas de lavado de los cationes para los suelos *CU* (media de *CU2* y *CU3*) y *HN* (Media de *HN2* y *HN3*). Relación entre el volumen de agua percolada en la columna (V_i) relativo al volumen de la columna (V_s) y la masa de los cationes en el suelo (M) con respecto a la masa inicial (M_0) de cada catión en el suelo.

En la Figura 3.3 se puede observar como la masa total de cloruro en el suelo se reduce prácticamente a cero después de haber pasado un volumen relativo de agua $V_f V_s^{-1}$ igual a uno para el suelo *CU* y 2.5 para el suelo *HN*. Sin embargo las masas de sulfato y bicarbonato no descienden hasta un valor de cero indicando un valor residual de sales, asociadas a estas dos aniones, en los dos suelos después del proceso de lavado realizado.

En cuanto a los cationes, los ajustes fueron peores que para los aniones (Figura 3.4) debido a los procesos de intercambio catiónico. El magnesio fue el catión que se lavó más eficientemente (Tabla 3.4) con valores de k de 0.8 para el suelo *CU* y 1.5 para el *HN* ($r^2 > 0.87$), seguido del sodio con valores estimados de k ($r^2 > 0.78$) de 1.8 (suelo *CU*) y 1.6 (suelo *HN*), siendo el calcio el catión que se lavó más ineficientemente, con valores de k de 3.7 para el suelo *CU* y 5.2 para el suelo *HN*.

Para la suma de cationes se obtuvieron, como en el caso de los aniones, valores del coeficiente de determinación superiores al 98%. Los valores estimados de k fueron de 2.1 para el suelo *CU* y de 3.1 para el suelo *HN*.

En la Figura 3.4 puede observarse como la masa final de sodio en el suelo se estabiliza a un valor superior a cero indicando la presencia de sodio residual en el suelo después del proceso de lavado en las posiciones de cambio del suelo. Sin embargo, el calcio no se estabiliza, a pesar de que sus aniones asociados se estabilizan ligeramente, debido a los procesos de intercambio con el sodio del suelo. El mismo fenómeno se puede apreciar para el magnesio.

En el caso del suelo *CU* no se detectaron diferencias significativas ($P > 0.05$) entre los valores del parámetro k estimado para el total de aniones y cationes; sin embargo en el suelo *HN* sí que se detectaron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre estos valores, siendo más altos los valores de k estimados para los cationes, lo que se achaca fundamentalmente a un mal balance entre los aniones y cationes mayoritarios en el suelo *HN*.

3.3.1.2.3. Comparación de las aproximaciones *CP* y *TSS*

El orden de mayor a menor eficiencia de lavado obtenido en las dos aproximaciones se mantiene tanto para los cationes como para los aniones. Los valores del parámetro k obtenidos para el cloruro son similares si en el caso de la aproximación *TSS* se utiliza la masa total de cloruro recogida en el percolado.

Sin embargo los valores del parámetro k obtenidos para el bicarbonato y el sulfato son mucho menores en la aproximación *CP* que en la *TSS* debido a que, al estar ambos asociados a minerales poco solubles, parte de ellos se encuentran en forma sólida y no en solución y por lo tanto la relación entre masas, $M \cdot M_o^{-1}$, es mucho mayor que la relación entre concentraciones, $C \cdot C_o^{-1}$. Este efecto se observa claramente comparando las Figuras 3.1 y 3.3, donde para un mismo valor de $V_l V_s^{-1}$ los valores de $M \cdot M_o^{-1}$ (Figura 3.3) son mucho mayores que los de $C \cdot C_o^{-1}$ (Figura 3.1), y su reducción es además más lenta. De ahí que los valores estimados de k sean mayores en la aproximación *TSS* que en la *CP*.

En los cationes se observa un efecto similar, aunque menor para el calcio y el magnesio ya que son reemplazados por el sodio en las posiciones de cambio del suelo conforme el proceso de lavado progresa. El sodio, aunque está asociado a sales muy solubles, no se lava en su totalidad como el cloruro sino que en la aproximación *TSS* se estabiliza a una masa residual debido a que, como se ha indicado, sustituye al calcio y magnesio en las posiciones de cambio del suelo. Este efecto no se observa sin embargo en la aproximación *CP* ya que en ésta no se contabiliza el sodio en las posiciones de cambio del suelo.

La diferencia fundamental entre las dos aproximaciones es que en un caso se estudia la tasa de reducción de la concentración en la parte inferior del perfil del suelo, aproximación *CP*, y en la otra la tasa de reducción de la masa total de sales en el suelo, aproximación *TSS*.

Los valores del parámetro k encontrados en la literatura están en general obtenidos a partir de la reducción en la concentración salina media de la solución del suelo. Teniendo en cuenta que en este ensayo las columnas estaban saturadas inicialmente y que el percolado se recogió en fracciones de 25 ml (equivalentes al 37% (*CU*) y al 85% (*HN*) de la solución presente en las columnas de suelo) se puede asumir que en la aproximación *CP* se está evaluando la tasa de reducción de la concentración salina media de la solución del suelo. Los valores de k estimados mediante esta aproximación para la *CE* son de 0.25 para el suelo *CU*, comparable al valor de 0.3 dado por Hoffman (1986) para un suelo franco arcilloso recuperado mediante inundación continua, y 0.43 para el suelo *HN* ligeramente superior al dado en la literatura debido probablemente a su elevada proporción de yeso.

Como se dijo en el apartado 3.3.1.2.1, el efecto que la diferencia textural tiene sobre el lavado de las sales se ve reflejado en un valor estimado del parámetro k mayor para el suelo *HN*, menos permeable, que para el *CU*. Otro factor que condiciona fuertemente las menores eficiencias

de lavado estimadas para el suelo *HN* es la mayor proporción de yeso en este suelo, lo que sugiere que no sólo la diferencia textural es importante para estimar eficiencias de lavado, sino también el tipo de sales presentes el suelo (Sharma y Manchanda, 1996).

3.3.2. Lavado en la triple línea de aspersión (*TLA*)

La *TLA* consta de una línea central de aspersión que aplica agua salina y dos laterales que aplican agua dulce. Las tres líneas están separadas entre sí una distancia igual al radio mojado del aspersor. El solapamiento de las tres líneas produce una pluviometría constante entre las líneas de aspersión con una salinidad que descende linealmente a ambos lados de la línea central, desde un valor máximo en la línea central hasta un valor mínimo en las dos líneas laterales (Royo et al., 1991). Durante el año 1986 la conductividad eléctrica del agua de la línea central fue de aproximadamente 20 dS m^{-1} y la de las dos laterales de 2 dS m^{-1} . Este gradiente lineal de salinidad en el agua aplicada se vio reflejado en un gradiente lineal de salinidad en el suelo (Royo y Aragüés, 1991).

En esta parcela salinizada artificialmente se realizó un experimento de lavado por aspersión que comenzó el 18 de septiembre y finalizó el 13 de noviembre de 1986 y que permitirá evaluar la eficiencia del lavado en función de la salinidad inicial del suelo y de diferentes pluviometrías.

3.3.2.1. Diseño experimental y metodología

El diseño experimental del ensayo se representa en la Figura 3.5. Se instrumentó únicamente el lado izquierdo de la triple línea, estableciéndose ocho estaciones de medida equidistantes entre sí y situadas a distancias crecientes de la línea central de aspersión.

El lavado de las sales del suelo se efectuó cerrando las dos líneas de aspersión laterales y aplicando agua dulce en la línea central, obteniéndose por lo tanto una pluviometría máxima en el tratamiento *P1* más próximo a esta línea y progresivamente decreciente a distancias crecientes de la línea central, alcanzándose la pluviometría mínima en el tratamiento *P8* más alejado de la línea central de aspersión.

En cada uno de los 8 tratamientos se instalaron pluviómetros para medir el volumen de agua de riego aplicada. En los tratamientos pares (*P2*, *P4*, *P6* y *P8*) se instalaron tubos de acceso

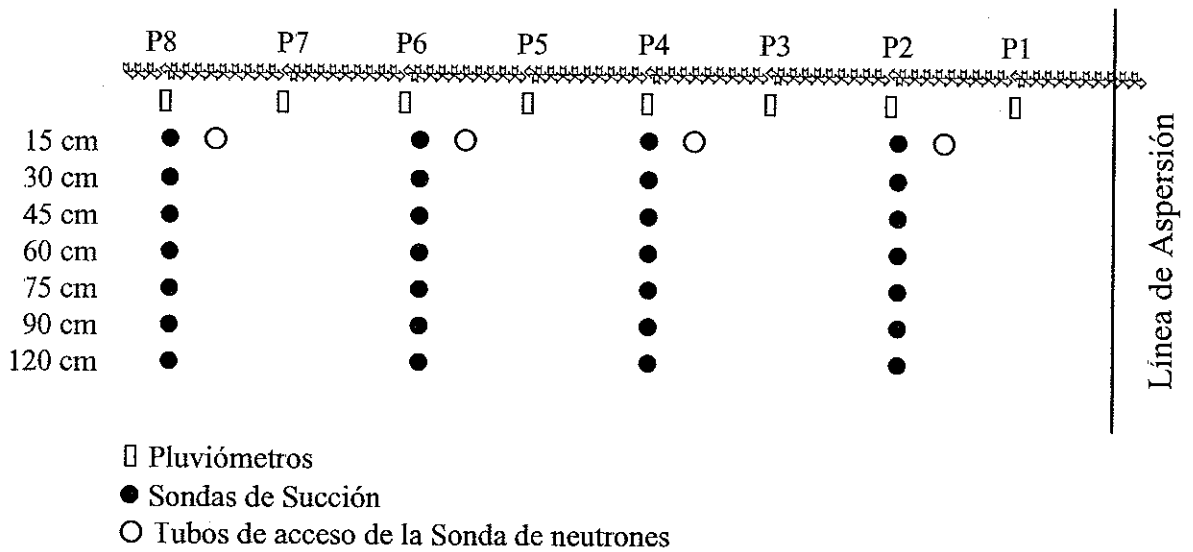


Figura 3.5. Lavado en la triple línea de aspersión. Diseño experimental.

para la medida de la humedad volumétrica del suelo (θ_v) con sonda de neutrones a las profundidades de 15, 30, 45, 60, 90 y 120 cm, y sondas de succión a las profundidades de 15, 30, 45, 60, 75, 90 y 120 cm para la extracción periódica de la solución del suelo y posterior medida en laboratorio de la CE de la misma. Además se realizaron en los ocho tratamientos lecturas periódicas de la CE aparente del suelo (CE_a) utilizando un sensor electromagnético EM-38; las lecturas se realizaron tanto en la posición horizontal del sensor (EM_H) como en su posición vertical (EM_V). En cada una de las muestras del suelo extraídas el 12 de Agosto para la colocación de las sondas de succión se determinó la humedad gravimétrica y se midió la CE ($dS \cdot m^{-1}$) y las concentraciones de Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ ; Cl y SO_4^- del extracto 1:5 ($CE_{1,5}$). Antes del primer riego se midió la humedad volumétrica del suelo con la sonda de neutrones (16 de Septiembre) y la CE_a del suelo con el sensor electromagnético en sus dos posiciones (17 de Septiembre).

Después de cada riego se medía el volumen de agua recogido en cada pluviómetro (D_w , cm) y su salinidad (CE_{ar} , $dS m^{-1}$). A continuación se aplicaba vacío en las sondas de succión y al día siguiente se recogía la solución del suelo almacenada en las mismas y se medía su CE (CE_{ss} , $dS m^{-1}$). Las medidas con la sonda de neutrones (θ_v , cm^3 agua/ cm^3 suelo) y las lecturas EM_H y EM_V ($dS m^{-1}$) se efectuaban el día siguiente a cada riego.

3.3.2.2. Resultados y Discusión

3.3.2.2.1. Salinidad inicial del suelo

La Figura 3.6 presenta la $CE_{1.5}$ inicial (antes del lavado) medida a cada una de las profundidades (0-15, 15-30, 30-45, 45-60, 60-75 y 75-90 cm de profundidad) en las muestras de suelo tomadas para la instalación de las sondas de succión en los tratamientos salinos $P2$, $P4$, $P6$ y $P8$ (Anejo 3.1). En esta Figura $S1$ a $S7$ se corresponden con las posiciones de los sondeos practicados ($S1$: sonda más superficial instalada a 15 cm; $S7$: sonda más profunda instalada a 120 cm de profundidad). Además, para la profundidad de 0-15 cm se midió asimismo la CE_e . La regresión entre CE_e y $CE_{1.5}$ es significativa ($P < 0.001$) y la ecuación obtenida es:

$$CE_e = -0.29 + 8.14 \cdot CE_{1.5}; \quad r^2 = 0.98; \quad n = 28 \quad [3.9]$$

Puede observarse que, con alguna excepción, la $CE_{1.5}$ medida en cada tratamiento y profundidad es muy similar para las posiciones $S1$ a $S7$ (los coeficientes de variación de la media de los valores $S1$ a $S7$ fueron en general inferiores al 30%), lo que permite concluir, tal como es deseable, que la variabilidad espacial de la salinidad dentro de cada tratamiento es escasa. El perfil inicial de salinidad del suelo es invertido (esto es, la $CE_{1.5}$ disminuye conforme aumenta la profundidad del suelo), lo que es lógico teniendo en cuenta las características de la TLA (Aragüés et al., 1992). Así, la salinidad es elevada en los primeros 15 cm de suelo y disminuye rápidamente para la profundidad de 15-30 cm, excepto en algún caso puntual donde el descenso se produce a la profundidad de 30-45 cm.

El análisis de varianza y la posterior prueba de Duncan muestran que existen diferencias significativas ($P < 0.05$) en los valores de $CE_{1.5}$ medidos a las profundidades de 0-15, 15-30 y 30-45 cm, no encontrándose diferencias significativas ($P > 0.05$) entre esta última profundidad y las profundidades de 45-60, 60-75 y 75-90 cm. En cuanto a tratamientos, no existen diferencias significativas ($P > 0.05$) entre los tratamientos $P2$ ($CE_{1.5, \text{media}} = 1.18$) y $P4$ ($CE_{1.5, \text{media}} = 1.05$), encontrándose diferencias significativas ($P < 0.05$) entre estos dos tratamientos y los tratamientos $P6$ ($CE_{1.5, \text{media}} = 0.78$) y $P8$ ($CE_{1.5, \text{media}} = 0.67$). Entre estos dos últimos tratamientos no se encontraron diferencias significativas ($P > 0.05$).

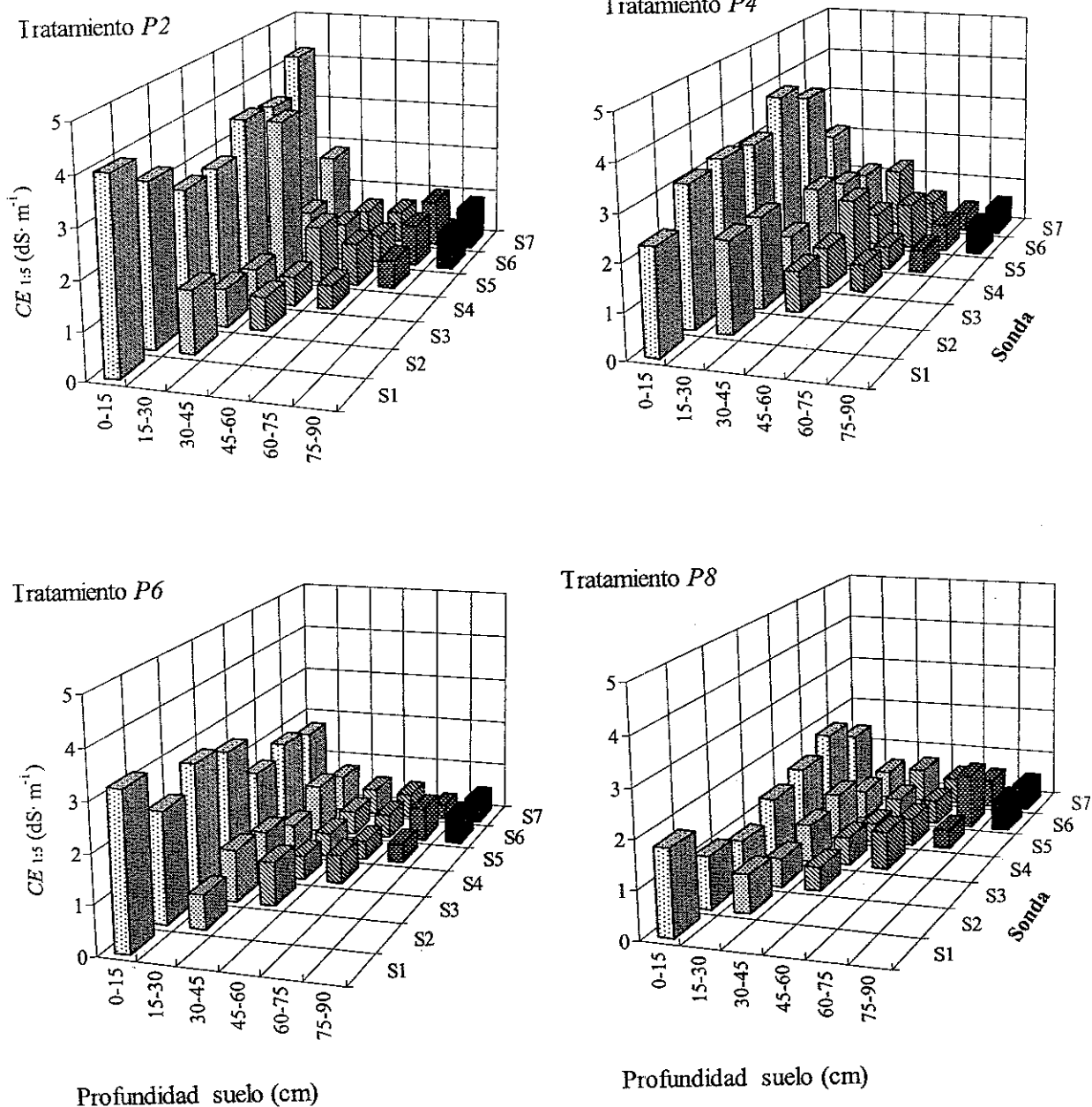


Figura 3.6. Lavado en la triple línea de aspersión. $CE_{1.5}$ ($dS \cdot m^{-1}$) medida antes del inicio del lavado en muestras de suelo (0-15, 15-30, 30-45, 45-60, 60-75 y 75-90 cm de profundidad) de los tratamientos salinos P2, P4, P6 y P8. S1 a S7 se corresponden con las posiciones de los sondes (S1: sonda más superficial instalada a 15 cm; S7: sonda más profunda instalada a 120 cm de profundidad).

3.3.2.2.2. Volumen y salinidad del agua aplicada

La Tabla 3.5 presenta el volumen (cm) y la CE_{ar} del agua de riego ($dS \cdot m^{-1}$) aplicada en cada fecha de riego y tratamiento ($P1$ a $P8$), así como la precipitación (P , cm). El número total de riegos fue de 16, con un promedio de dos riegos por semana y una duración aproximada de cada riego de dos horas. El volumen total de agua aplicada fue máximo en el tratamiento $P1$ (89.9 cm) y disminuyó progresivamente hasta alcanzar un mínimo de 29.1 cm en el tratamiento $P8$. La lluvia total caída durante el período del experimento fue de 8.9 cm. En la última fila de la Tabla 3.5 se presenta la CE media ponderada del agua de riego y precipitación con respecto a sus volúmenes para cada uno de los tratamientos. Aunque no se midió a lo largo del experimento la CE de precipitación, se ha tomado un valor de $0.15 dS \cdot m^{-1}$ de otras mediciones realizadas en la finca experimental del SIA.

Tabla 3.5. Lavado en la triple línea de aspersión. Volumen y CE del agua de riego y volumen de la precipitación (P) medidos en cada fecha de riego y tratamiento salino ($P1$ a $P8$). En la última fila se presenta la CE media ponderada por el volumen del agua de riego y precipitación.

Fecha de riego	VOLUMEN DE AGUA DE RIEGO (cm)								CE_{ar} ($dS \cdot m^{-1}$)	P (cm)
	$P1$	$P2$	$P3$	$P4$	$P5$	$P6$	$P7$	$P8$		
18/Sep/86	3.90	3.80	3.58	3.09	2.67	2.34	2.00	1.51	2.60	0.96
22/Sep/86	4.93	4.58	4.44	3.80	3.28	2.81	2.39	1.88	2.50	1.64
25/Sep/86	5.39	5.00	4.32	3.58	3.38	2.86	2.39	2.00	2.60	
29/Sep/86	5.75	5.48	5.28	4.70	4.20	3.51	2.98	2.15	2.70	
2/Oct/86	6.01	5.76	5.72	4.98	4.09	3.55	2.81	1.90	2.70	2.86
6/Oct/86	4.86	4.62	4.76	4.34	3.55	3.18	2.59	1.74	2.60	
8/Oct/86	4.70	4.00	4.00	3.43	3.11	2.68	2.30	1.65	2.70	
14/Oct/86	4.46	4.10	3.99	3.18	2.68	2.42	2.20	1.66	2.60	1.73
16/Oct/86	4.96	4.92	4.92	4.47	3.85	3.45	2.71	1.76	2.70	0.77
20/Oct/86	6.22	4.94	4.52	3.92	3.24	3.12	2.90	2.32	2.70	0.40
27/Oct/86	6.64	5.62	5.38	4.52	3.70	3.18	2.74	2.30	2.70	0.32
30/Oct/86	7.88	6.78	6.20	5.07	4.30	3.55	3.05	2.57	2.70	
3/Nov/86	7.67	6.42	5.77	4.92	3.86	2.88	2.54	2.37	2.60	
6/Nov/86	5.02	4.77	4.67	3.95	3.26	2.84	2.27	1.61	2.70	
10/Nov/86	5.47	5.17	5.00	4.15	3.42	3.00	2.28	1.60	2.30	
13/Nov/86	6.00	6.31	5.12	4.00	2.73	1.63	0.63	0.10	2.40	0.19
Total	89.86	82.27	77.65	66.10	55.32	47.00	38.78	29.12		8.90
CE	2.39	2.37	2.36	2.32	2.28	2.23	2.17	2.05	2.61	

3.3.2.2.3. Humedad del suelo durante el proceso del lavado

Los datos de humedad volumétrica del suelo obtenidos a partir de las lecturas de la sonda de neutrones efectuadas al día siguiente de cada uno de los riegos se presentan en el Anejo 3.2.

A efectos ilustrativos, la Figura 3.7 presenta la evolución del perfil de humedad del suelo durante el lavado para los tratamientos *P2* y *P4*; para el resto de los tratamientos el comportamiento fue semejante, de tal manera que la humedad aumenta inicialmente y se estabiliza después del segundo (tratamiento *P2*) o tercer riego (tratamientos *P4*, *P6* y *P8*).

Se realizó un análisis de la varianza sobre las diferencias de humedad entre fechas consecutivas a las distintas profundidades. Los tratamientos se analizaron separadamente dado que la cantidad de agua recibida en cada uno de ellos es distinto. Para detectar variaciones significativas de humedad se utilizó la prueba de la mínima diferencia significativa. Se detectaron variaciones significativas de humedad en el segundo riego para el tratamiento *P2*, en los tres primeros para el *P4* y el *P6* y en el tercero para el *P8*. Durante el resto del lavado no se detectaron en ninguno de los tratamientos variaciones significativas en la humedad del suelo medida después de cada uno de los riegos.

Los valores medios de θ_v para cada profundidad y tratamiento se presentan en la Tabla 3.6, donde además se incluyen su desviación estándar y el coeficiente de variación. Durante los primeros riegos, hasta el del 25 de Septiembre, parte del agua aplicada de riego se utilizó en aumentar el contenido de humedad del suelo. A partir del riego del 25 de Septiembre y hasta el final del experimento los coeficientes de variación de la humedad medidos al día siguiente de cada uno de los riegos fueron inferiores al 3.5%. Se puede observar un menor contenido de humedad y un mayor coeficiente de variación (entre 2.4 y 3.5%) en el horizonte superficial del suelo atribuible a la evaporación. Sin embargo, si tenemos en cuenta que el contenido de humedad medio a saturación de las muestras de suelo tomadas para la instalación de las sondas de succión para la profundidad de 0-15 cm fue del 51.2%, con un coeficiente de variación del 4%, se puede asumir que a partir del 25 de Septiembre el lavado se realizó a un contenido de humedad estacionario. Por lo tanto, a partir de esta fecha el volumen de agua que percola es prácticamente igual, salvo por la evaporación, al volumen de agua de riego aplicada.

El análisis de varianza realizado con los datos de humedad a partir de la fecha del 25 de Septiembre muestra que existen diferencias significativas ($P < 0.05$) de humedad entre las profundidades de 15, 30, 45 y 60 cm, no habiéndose detectado diferencias significativas a partir de

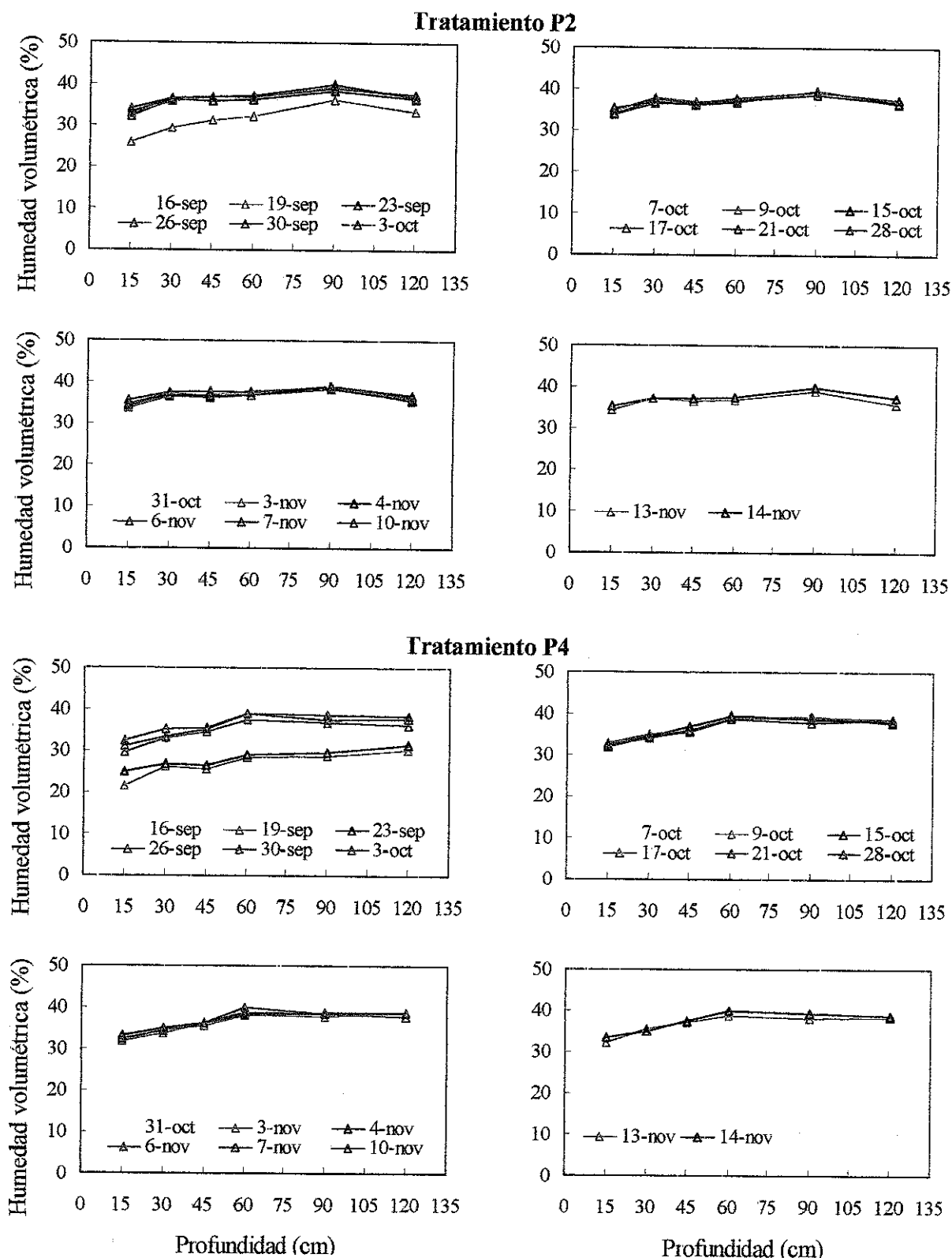


Figura 3.7. Lavado en la triple línea de aspersión Evolución en el tiempo y a distintas profundidades del contenido volumétrico de humedad del suelo medido con sonda de neutrones en los tratamientos P2 y P4

Tabla 3.6. Lavado en la triple línea de aspersión Media, desviación estándar y coeficiente de variación de los valores de humedad volumétrica (θ_v) medidos con sonda de neutrones a distintas profundidades en los tratamientos *P2*, *P4*, *P6* y *P8* durante los períodos del 16 de septiembre al 14 de noviembre y del 25 de septiembre al 4 de noviembre

Trat.	Prof. (cm)	16 Sept. - 14 Nov.			25 Sept. - 4 Nov.		
		θ_v (cm ³ ·cm ⁻³)			θ_v (cm ³ ·cm ⁻³)		
		Media	Desv. Est.	CV (%)	Media	Desv. Est.	CV (%)
<i>P2</i>	15	33.3	2.8	8.3	34.1	0.9	2.6
	30	36.1	2.5	6.8	36.9	0.5	1.4
	45	36.1	1.8	5.1	36.7	0.5	1.4
	60	36.7	1.4	3.9	37.2	0.4	1.1
	90	38.9	1.1	2.9	39.2	0.5	1.3
	120	36.5	1.2	3.3	36.8	0.6	1.7
<i>P4</i>	15	30.7	3.9	12.8	32.2	0.9	2.8
	30	33.2	3.2	9.7	34.5	0.7	1.9
	45	34.5	3.9	11.3	36.1	0.7	1.9
	60	37.3	3.8	10.2	38.9	0.7	1.7
	90	37.1	3.5	9.3	38.5	0.7	1.9
	120	37.1	3.0	8.0	38.3	0.6	1.6
<i>P6</i>	15	28.9	3.6	12.4	30.3	1.0	3.4
	30	33.8	2.8	8.3	34.8	0.8	2.2
	45	36.0	2.4	6.8	36.8	1.0	2.7
	60	37.8	1.5	3.9	38.3	0.5	1.4
	90	38.73	0.98	2.5	39.0	0.4	1.1
	120	37.9	1.3	3.4	38.3	0.6	1.5
<i>P8</i>	15	33.4	3.3	9.8	34.7	0.8	2.4
	30	35.3	2.7	7.6	36.4	0.5	1.5
	45	36.9	1.6	4.2	37.5	0.6	1.6
	60	38.4	1.1	2.9	38.8	0.6	1.5
	90	38.4	1.3	3.3	38.9	0.6	1.5
	120	38.6	1.7	4.3	39.2	0.9	2.3

la profundidad de 60 cm. En cuanto a tratamientos, no existen diferencias significativas ($P > 0.05$) entre el *P4* y el *P6*, encontrándose sin embargo diferencias significativas ($P < 0.05$) entre los dos anteriores y el *P2* y el *P8*, entre los que no se encontraron diferencias significativas ($P > 0.05$). Por lo tanto puede concluirse que, aunque la pluviometría y por lo tanto el volumen de agua aplicado decrece desde el tratamiento *P2* al *P8* (Tabla 3.5), el contenido de humedad del suelo al día

siguiente de cada uno de los riegos se mantuvo próximo a capacidad de campo en todos los tratamientos debido fundamentalmente a las frecuencias y dosis de riego relativamente elevadas.

3.3.2.2.4. Ecuaciones de lavado. Sondas de succión

Los valores de la CE de la solución del suelo (CE_{ss}) extraída con las sondas de succión al día siguiente de cada uno de los riegos se recogen en el Anejo 3.3. En la Figura 3.8 se presenta la evolución de la CE_{ss} en los distintos tratamientos y profundidades de suelo. La CE_{ss} a 15 cm de profundidad es muy elevada en todos los tratamientos (excepto en el P8) y disminuye de forma muy apreciable en el resto de profundidades muestreadas. Se observa además que la CE_{ss} a 15 cm de profundidad disminuye inicialmente, vuelve a aumentar cuando las sales presentes en la superficie del suelo son desplazadas por el agua de lavado hasta dicha profundidad y disminuye posteriormente de forma mas o menos continua.

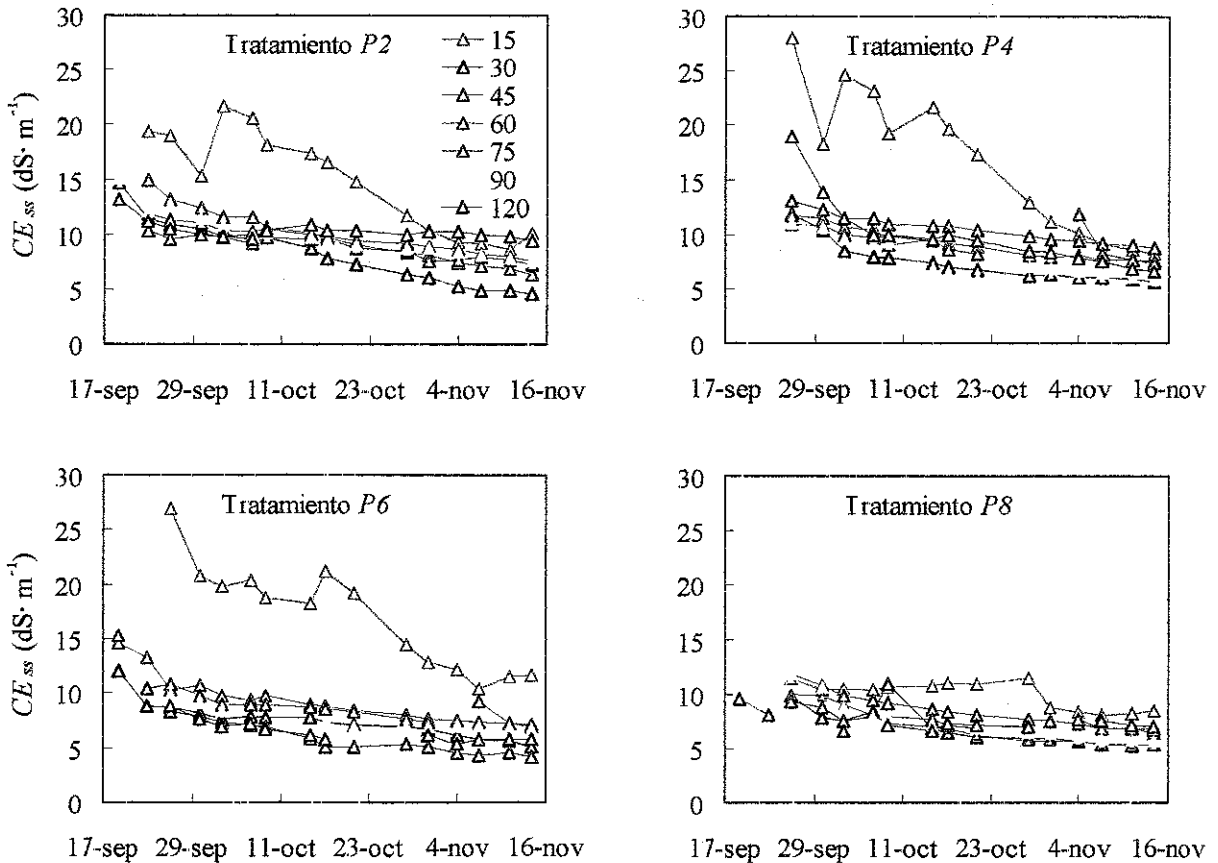


Figura 3.8. Lavado en la triple línea de aspersión. Evolución de la CE de la solución del suelo extraída con las sondas de succión para las distintas profundidades y tratamientos.

En la Figura 3.9 se presentan las curvas de lavado obtenidas para cada uno de los tratamientos considerando una profundidad de suelo (D_s) de 1 m. Esta profundidad se ha elegido para comparar los valores del coeficiente de eficiencia del lavado obtenidos con los datos medidos en las sondas de succión, K_{ss} , con los obtenidos a partir de las lecturas del EM-38 en su posición horizontal, K_{EMH} . Los valores de CE se obtuvieron como media ponderada con la profundidad de los valores de CE medidos en las sondas de succión a las distintas profundidades. El valor de CE_{ar} se ha tomado como la media ponderada con respecto a la altura de agua de la CE del agua de cada riego individual y de la precipitación (Tabla 3.5). Como fecha inicial para el análisis de datos se utilizó la del 26 de Septiembre a partir de la cual se dispone de datos prácticamente completos para todos los tratamientos (Anejo 3.3).

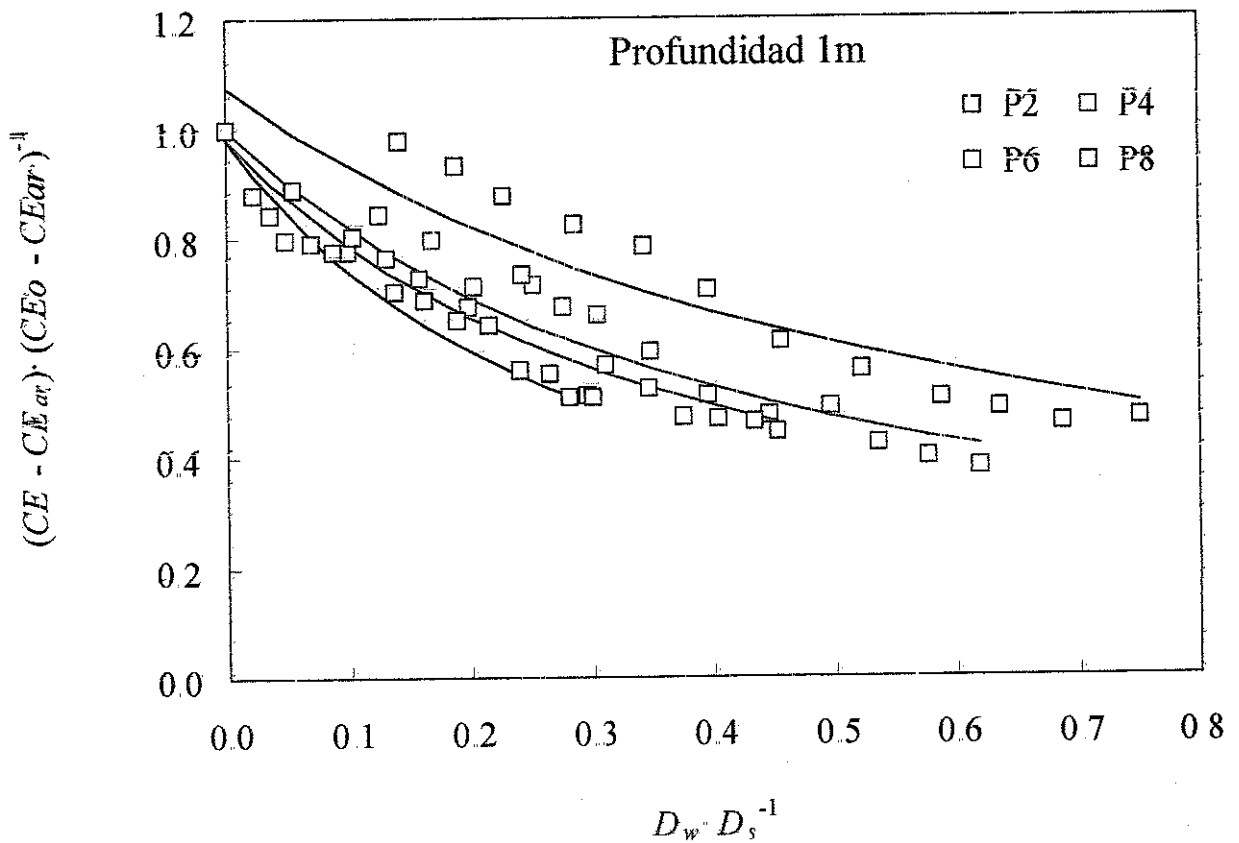


Figura 3.9 Lavado en la triple línea de aspersión. Curvas de lavado para los distintos tratamientos (P2, P4, P6 y P8) deducidas de la CE_{ss} media medida en las soluciones extraídas por las sondas de succión considerando una profundidad de suelo (D_s) de 1 m

Para la estima del parámetro k de eficiencia de lavado se utilizó la ecuación 3.3. Los valores estimados del parámetro D_o no fueron significativamente diferentes de cero en ninguno de los tratamientos, indicando que el contenido de humedad del suelo permanece estacionario durante el proceso del lavado. Por ello se realizó un nuevo ajuste asumiendo un valor de este parámetro igual a cero. Los valores estimados del parámetro k_{ss} , obtenidos a partir de la CE de las soluciones recogidas en las sondas de succión considerando una profundidad de suelo de 1m, para los distintos tratamientos se presentan en la Tabla 3.7, junto con los valores asociados de volumen total de agua aplicada y de salinidad inicial del suelo.

Los valores del coeficiente de determinación de la regresión establecida entre los valores observados y los estimados por el modelo ajustado fueron superiores al 81% en todos los tratamientos, obteniéndose en el $P2$ y $P4$ los valores más bajos debido a que en estos dos tratamientos se refleja más el desplazamiento del pico de salinidad superficial

La relación entre la salinidad inicial del suelo y el valor de K_{ss} , si eliminamos el tratamiento $P2$, es opuesta a la esperada; es decir, K_{ss} aumenta al aumentar la salinidad. Esto puede ser debido a que la salinidad inicial del suelo varía relativamente poco entre los tratamientos y fundamentalmente a que está enmascarada por el efecto de la pluviometría. Así se observa claramente que el valor de K_{ss} disminuye conforme disminuye el volumen de agua aplicado, en el intervalo analizado en el estudio, y dado que la altura de agua aplicada está directamente relacionada con la pluviometría esto indica que el lavado es más eficiente (K_{ss} es menor) cuanto menor es la misma. Esto ocurre a pesar de que el contenido de humedad en el suelo fue similar en los distintos tratamientos en el día posterior al riego, tal como se comentó

Tabla 3.7. Lavado en la triple línea de aspersión. Altura de agua total aplicada (cm), CE inicial de la solución del suelo (CE_{ss} , $dS \cdot m^{-1}$) y valores estimados del coeficiente K_{ss} para los distintos tratamientos deducidos a partir de la CE_{ss} medida en las soluciones extraídas con las sondas de succión y considerando una profundidad de suelo de 1m. Entre paréntesis se dan los errores de estimación del parámetro K_{ss} .

Tratamiento	Altura agua (cm)	CE_{ss} , inicial ($dS \cdot m^{-1}$)	K_{ss}
<i>P2</i>	91.2	13.3	0.81 (0.08)
<i>P4</i>	75.0	15.3	0.47 (0.03)
<i>P6</i>	55.9	13.5	0.41 (0.02)
<i>P8</i>	38.0	10.8	0.32 (0.01)

anteriormente. Este hecho puede ser debido a dos factores cuyos efectos en este ensayo están confundidos. El primero, ajeno a la pluviometría, tiene que ver con la distribución de sales en el suelo al inicio del experimento: los tratamientos más alejados de la línea de aspersión, en los que la pluviometría es menor, tenían inicialmente una menor proporción de sales en la parte superficial del suelo debido simplemente a que su salinidad inicial era menor, por lo que los valores estimados del parámetro k deberían ser menores para estos tratamientos. El segundo factor se basa en la consideración de la posible existencia de un flujo preferencial del agua aplicada a través de los poros de mayor tamaño y que este flujo es mayor cuanto mayor es la pluviometría.

Cuando se utiliza inundación intermitente con intervalos entre riegos de semanales a mensuales, los valores del coeficiente k encontrados en la literatura son de $k=0.1$ (Hoffman, 1986; Oster et al., 1996) independientemente del tipo de suelo. Estos mismos autores puntualizan que utilizando riego por aspersión el lavado se puede producir bajo condiciones de flujo no saturado si se controla la pluviometría de los aspersores, lo que evitaría el paso del agua a través de grietas. El lavado se produce únicamente hasta la profundidad mojada por el sistema de riego. Si la frecuencia del riego por aspersión es mayor que la de la inundación intermitente el contenido medio ponderado con el tiempo de la humedad dentro de la profundidad mojada puede ser más alta que en el caso de la inundación intermitente por lo que las eficiencias de lavado serán menores y los valores del parámetro k mayores que en el caso de la inundación intermitente. Es decir, en el caso del riego por aspersión los valores de k dependen del intervalo entre riegos, siendo siempre menores que en el caso de inundación continua. Los valores estimados del parámetro k en este ensayo, entre 0.8 y 0.3 (Tabla 3.7) fueron pues superiores a los valores teóricos en todos los tratamientos. El tipo de sales presentes inicialmente en el suelo eran de tipo clorurado y por lo tanto de alta solubilidad, sobre todo en la parte superficial del suelo (hasta 45 cm) donde se concentraba la mayor parte de las sales solubles, por lo que los altos valores de k estimados no pueden achacarse al tipo de sales presentes inicialmente en el suelo.

Un problema que se presenta en este ensayo es que no en todos los tratamientos y profundidades se pudo extraer solución en las sondas de succión durante las primeras fechas del lavado y por ello el análisis de los datos se ha realizado considerando como fecha inicial la del 25 de Septiembre cuando se disponía de datos de prácticamente todas las sondas y además la humedad del suelo se había estabilizado. Esto hace que los valores iniciales de CE_o sean más

bajos que los reales. Además se presenta el problema adicional de que, inicialmente, parte de las sales se encontraban por encima de la profundidad de la primera sonda instalada (15 cm) por lo que el valor inicial de CE_o también está infraestimado por esta causa. En el caso del tratamiento *P2*, si se estima de nuevo el valor del parámetro k considerando como CE_o la medida en el primer muestreo de las sondas y como fecha de inicio del lavado el 23 de septiembre, se obtiene un valor de k de 0.64, es decir, ligeramente inferior al estimado anteriormente aunque sin llegar a los valores encontrados en la literatura. Esto está indicando que, aunque la fecha de comienzo para el análisis de los datos es importante, no es la única responsable de los elevados valores de k obtenidos en este ensayo.

Por ello, aunque en el presente trabajo no se dispone de datos suficientes para sustentar esta afirmación, es posible que la causa principal de estos valores altos de k radique en el hecho de que el perfil de salinidad era inicialmente invertido y que durante el proceso de lavado el volumen total de agua aplicado se situó en valores de $D_w D_s^{-1}$ entre 0.75 para el tratamiento *P2* a 0.3 para el tratamiento *P8*, es decir que en algunos tratamientos no se llegó a desplazar un volumen de poros, por lo que el frente de salinidad no habría tenido tiempo de desplazarse por debajo de la profundidad considerada de 1 metro. Esto estaría indicando que el valor del parámetro k depende no solo de la salinidad media del perfil del suelo sino también de su distribución, y que podría ser mayor cuanto más invertido es el perfil de salinidad.

Otro hecho observado en este ensayo (datos no presentados) es que en general las curvas de lavado tienen una mayor pendiente, es decir la eficiencia del lavado es mayor, conforme aumenta la profundidad de suelo a recuperar. Este hecho también fue observado por Prichard et al (1985), en la recuperación de un suelo orgánico con riego por aspersión, en el que también utilizaron sondas de succión instaladas a distintas profundidades para medir la salinidad de la solución del suelo.

3.3.2.2.5. Ecuaciones de lavado. Sensor electromagnético.

Las lecturas realizadas con el sensor electromagnético EM-38 en sus posiciones horizontal y vertical en cada uno de los tratamientos al día siguiente de cada riego, así como su posterior corrección a 25°C, se recogen en el Anejo 3.4. Las lecturas realizadas en las dos primeras fechas fueron anormalmente elevadas. En principio podría pensarse que existía una acumulación de sales superficial, por lo que las lecturas en posición horizontal son más elevadas ya que la capa

superficial del suelo es la que más contribuye a la lectura de EM_H . Sin embargo, las lecturas realizadas en posición vertical fueron también anormalmente altas, a pesar de que la contribución de la capa superficial a la lectura de EM_V es muy pequeña, siendo máxima la de la profundidad entre 0.4 y 0.6 m. La única explicación a esta anomalía puede ser el mal funcionamiento del aparato en esas dos fechas o la elección incorrecta de la escala de lectura. Por consiguiente, las lecturas de estas dos fechas se han desechado y el análisis de los datos se ha comenzado a partir del 23 de septiembre, fecha a partir de la que las lecturas del sensor se consideran válidas.

En los datos presentados en el Anejo 3.4 se observa como las lecturas EM_H son superiores a las lecturas de EM_V en los tratamientos $P3$ a $P8$ prácticamente a lo largo de todo el experimento. Un valor de EM_H superior al de EM_V indica que el perfil de salinidad es invertido por lo que se puede deducir que en los tratamientos $P3$ a $P8$ el lavado no fue muy eficiente ya que el perfil de salinidad seguía siendo invertido después del proceso de lavado. Esto puede estar relacionado con el hecho comentado anteriormente de que el volumen de agua utilizado en estos tratamientos no fue suficiente para desplazar un volumen de poros correspondiente a una profundidad de suelo de 1 m. En los tratamientos $P1$ y $P2$ las lecturas de EM_V son superiores a las de EM_H desde el 23 de Septiembre, lo que sugiere que en esta fecha el frente de avance de las sales se había desplazado ya hasta los 40 cm de profundidad, donde eran detectadas por la lectura EM_V . De cualquier forma, en los datos del Anejo 3.4 se puede observar que para el tratamiento $P3$ entre el 7 y el 9 de Octubre las lecturas EM_V eran superiores a las de EM_H . En los tratamientos $P4$ y $P5$ este fenómeno se observa el 28 de Octubre, en el $P7$ el 7 de Noviembre y en el $P8$ desde el 28 de Octubre hasta el final de experimento. Estas fechas se corresponderían con el paso del pulso de salinidad superficial por la profundidad de entre 0.4 y 0.6 m donde la respuesta del EM-38 en su posición vertical es máxima.

En la Figura 3.10 se presenta la relación entre las lecturas realizadas con el EM-38 en su posición horizontal y la salinidad media integrada del suelo hasta una profundidad de 1 m, utilizando los valores de CE_{ss} de las soluciones extraídas con las sondas de succión, para cada uno de los tratamientos y fechas. Puede observarse que los puntos se ajustan bien a la recta de regresión excepto los marcados en negro que corresponden a las dos primeras fechas de muestreo de los tratamientos más salinos ($P2$ y $P4$), debido a que la mayor parte de las sales en esas fechas se encontraban cerca de la superficie del suelo y eran detectadas por las lecturas de EM_H , pero no

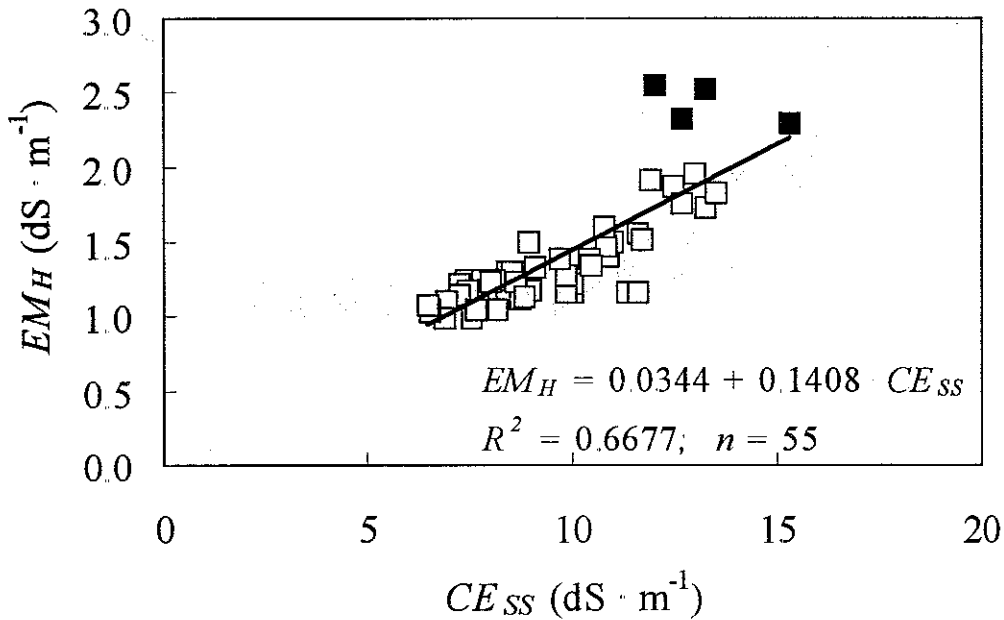


Figura 3.10. Lavado en la triple línea de aspersión. Relación entre las lecturas del sensor electromagnético EM-38 en posición horizontal (EM_H) y la CE de la solución del suelo hasta 1m de profundidad obtenida a partir de los valores medidos en las sondas de succión (CE_{SS}). En negro se presentan los datos correspondientes a las dos primeras fechas de lectura para los tratamientos $P2$ y $P4$

por las sondas de succión situadas a 15 cm de profundidad.

La evolución de las lecturas del EM-38 tanto en su posición horizontal, EM_H , como vertical, EM_V , se presenta en la Figura 3.11. De la inspección visual de la misma se puede concluir que la disminución de la salinidad con el tiempo es similar en todos los tratamientos aunque las lecturas son mayores para los tratamientos que inicialmente presentaban mayor salinidad. En esta figura se observa el hecho comentado anteriormente de que los valores de EM_V son superiores a los de EM_H únicamente en los tratamientos $P1$ y $P2$.

En el análisis de las curvas de lavado obtenidas con las lecturas del EM-38 hay que tener en cuenta la respuesta en profundidad del aparato. La lectura del EM-38 es una media ponderada de la salinidad del perfil del suelo, en la que el suelo superficial tiene un mayor peso relativo sobre la lectura horizontal y éste desciende de forma no lineal con la profundidad del suelo. Por el contrario, en la posición vertical la contribución de la capa superficial del suelo es muy pequeña, siendo cero en la superficie, y el coeficiente de ponderación aumenta con la profundidad alcanzando un máximo a 40 cm y disminuyendo a partir de esta profundidad. De acuerdo con la

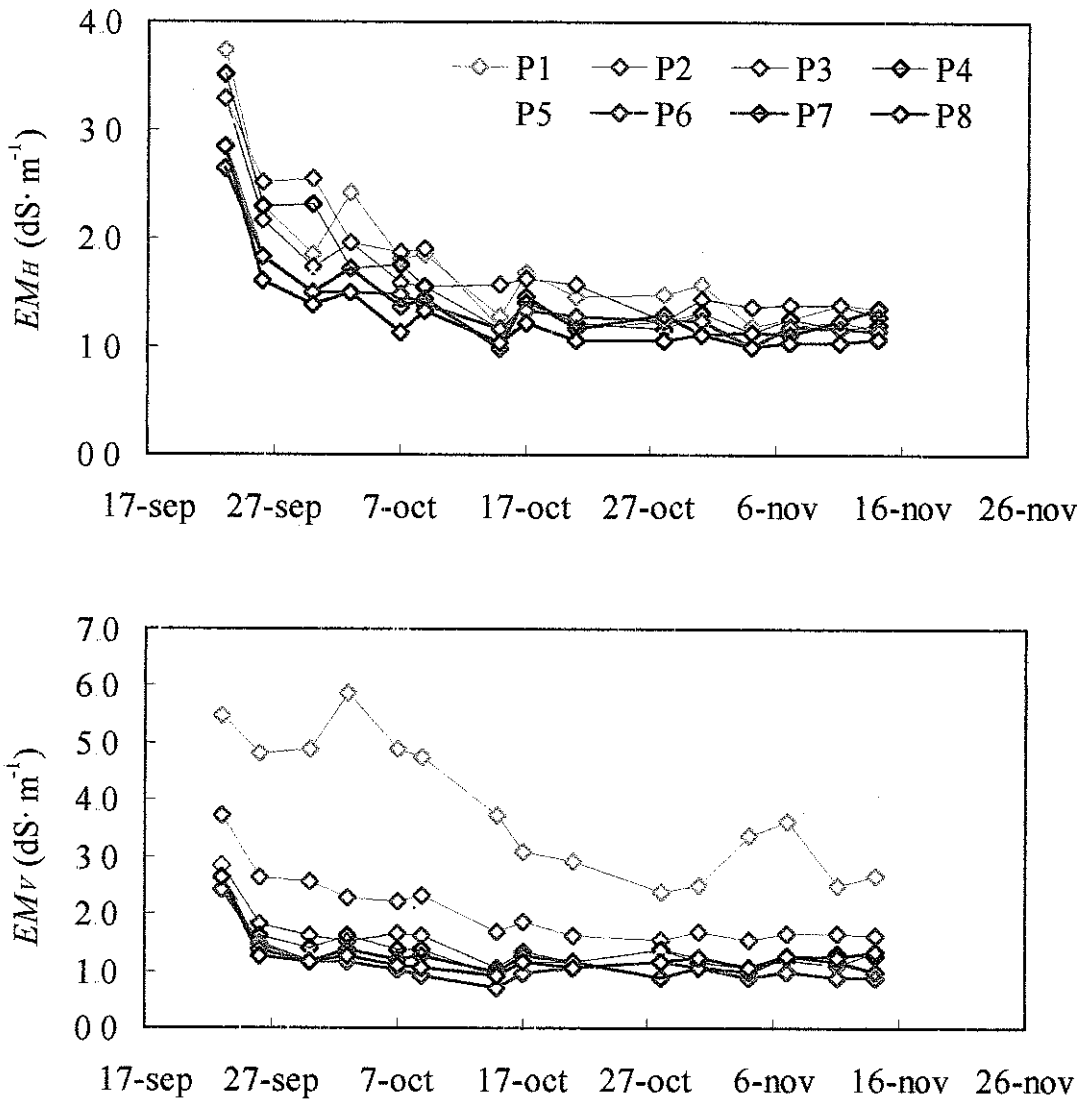


Figura 3.11 Lavado en la triple línea de aspersión Evolución temporal de las lecturas de EM_H y EM_V efectuadas con el sensor electromagnético en los tratamientos $P1$ a $P8$

información suministrada por el fabricante, el 78% de la respuesta del aparato en la posición horizontal es debida a la capa de suelo hasta 1 m de profundidad, mientras que en la posición vertical el 76% de la respuesta es debida a la profundidad de hasta 2 m.

La lectura EM_H tiene así una mayor contribución de la salinidad de los horizontes más superficiales de suelo. Este hecho puede plantear problemas a la hora de comparar el valor del parámetro k estimado de las curvas de lavado obtenidas con los datos de EM_H y los obtenidos con

otros métodos de medida de la salinidad del suelo. Por ello se ha intentado elaborar una ecuación que considere este efecto de manera que los valores de k sean directamente comparables con los obtenidos con otros métodos de medida de salinidad.

Debido a que la parte superior del perfil del suelo es la que primero se lava, y que esta parte superior tiene un mayor peso en la lectura EM_H , las curvas de lavado obtenidas a partir de las lecturas de EM_H deberían presentar una caída inicial más rápida que las obtenidas mediante la integración de la salinidad del perfil a partir de medidas puntuales efectuadas a distintas profundidades. Este efecto tiene que notarse todavía más en el caso del lavado de perfiles invertidos como es el caso que nos ocupa. Sin embargo, debe también tenerse en cuenta que la salinidad medida a una profundidad determinada disminuye más o menos rápidamente una vez que ha pasado el frente de avance de las sales, mientras que en la medida con el sensor electromagnético dicho frente de avance continúa detectándose conforme progresa en profundidad ya que el sensor responde también, aunque de forma más atenuada, a esas mayores profundidades.

Para obtener el valor del parámetro k a partir de las lecturas de EM_H se propone una ecuación de la forma:

$$\frac{EM_H}{EM_{H_0}} = \frac{k}{\left(\frac{D_w}{D_s}\right)^p + k} \quad [3.10]$$

donde EM_{H_0} es la lectura EM_H al comienzo del lavado y p y k , son parámetros empíricos que se determinan en el ajuste de las curvas a los datos experimentales

En la Figura 3.12 se presentan las curvas del tipo anterior para un valor de $k=0.3$ y distintos valores de p . De esta figura se deduce que los valores de p obtenidos con las lecturas de EM_H deberían presentar valores de este parámetro menores que la unidad.

Para comprobar si el modelo propuesto en la ecuación [3.10] se ajusta a los datos y si la inclusión del parámetro p mejora la estimación se realizaron para los ocho tratamientos y para el conjunto de los mismos los ajustes a la ecuación [3.10] para tres casos: (a) ajustando simultáneamente los valores de los parámetros p y k , (b) utilizando un valor de p fijo igual al obtenido para el conjunto de todos los tratamientos del caso a y ajustando únicamente k , y (c) asumiendo un valor de $p=1$, es decir la ecuación original.

Los valores estimados de k se presentan en la Tabla 3.8. Para todos los tratamientos las ecuaciones de regresión obtenidas fueron significativas ($P<0.05$). Los mejores ajustes, reflejados

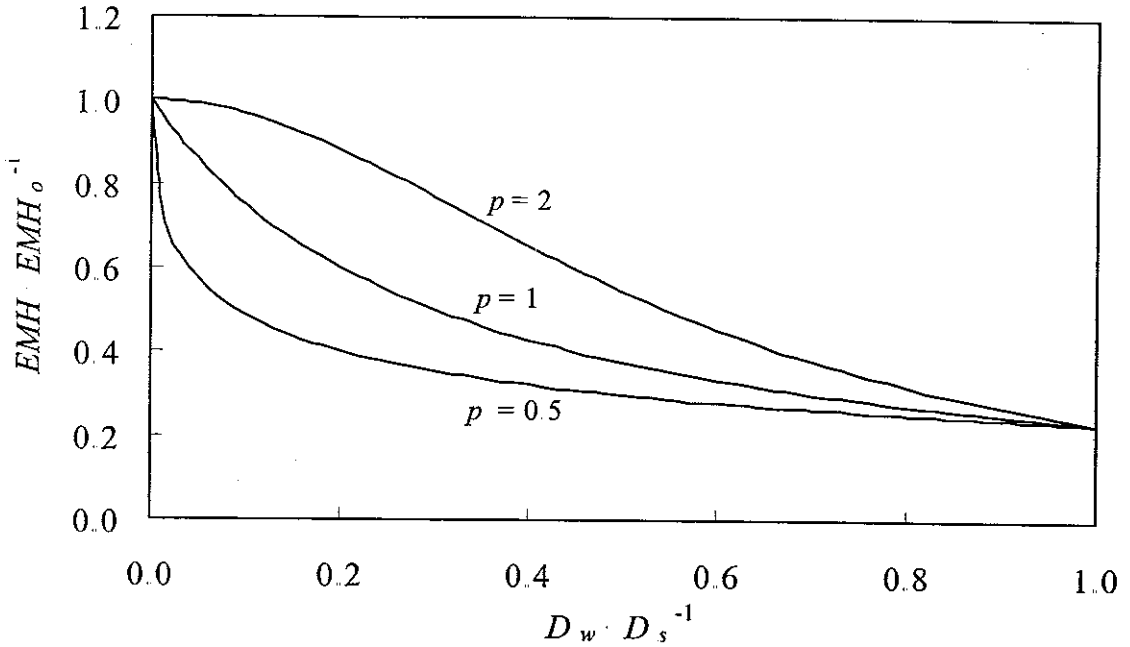


Figura 3.12. Lavado en la triple línea de aspersión. Ecuación propuesta para el ajuste de las curvas de lavado utilizando las lecturas EM_H del sensor electromagnético para distintos valores del parámetro p .

en valores más altos del coeficiente de determinación ($r^2 > 0.85$), se obtienen lógicamente cuando se ajustan simultáneamente los valores de p y k . Los valores estimados del parámetro p se sitúan entre 0.3 y 0.8 lo que concuerda con la deducción teórica de que los valores de p deberían ser menores que la unidad. Se observa una estrecha relación entre los valores estimados de p y k , de tal modo que al aumentar el valor estimado de p disminuye el valor estimado de k , por lo que no se obtiene una gradación lógica de los valores de k en los distintos tratamientos.

Utilizando el mismo valor de p para todos los tratamientos, igual al obtenido para el conjunto de todos ellos ($p=0.37$, caso *a*), se obtienen unos valores de los coeficientes de determinación semejantes a los obtenidos para el caso *a* ($r^2 > 0.81$) y una gradación de los valores de k más razonables. En el caso *c* ($p=1$) se obtienen los peores ajustes, con valores del coeficiente de determinación que, aunque significativos, son muy inferiores a los obtenidos en los otros dos casos ($0.45 < r^2 < 0.92$). Los valores de k estimados en este caso *c* se sitúan en el intervalo entre 0.1 y 0.3; sin embargo, la recta de regresión entre los valores medidos y estimados de $EM_H \cdot EM_{H_0}^{-1}$, aunque significativa, tiene una ordenada en el origen y una pendiente significativamente diferentes de 0 y 1 ($P > 0.05$) respectivamente, lo que indica el mal funcionamiento del modelo.

Tabla 3.8. Lavado de la triple línea de aspersión. Valores estimados de k y de p (caso a) y coeficientes de determinación (r^2) entre los valores observados y estimados de $EM_H \cdot EM_{H_0}^{-1}$ para cada uno de los ocho tratamientos $P1$ a $P8$ y para el conjunto de los mismos. Estos valores de han deducido para los casos a (ajuste de k y p), b (ajuste de k con $p=0.369$) y c (ajuste de k con $p=1$).

Tratam.	Caso a (p variable)			Caso b ($p=0.369$)		Caso c ($p=1$)	
	k	p	r^2	k	r^2	k	r^2
$P1$	0.51	0.42	0.90	0.54	0.89	0.29	0.62
$P2$	0.38	0.80	0.93	0.60	0.81	0.31	0.91
$P3$	0.61	0.35	0.96	0.59	0.95	0.31	0.50
$P4$	0.36	0.55	0.96	0.45	0.93	0.21	0.82
$P5$	0.44	0.35	0.98	0.43	0.98	0.18	0.58
$P6$	0.51	0.33	0.97	0.49	0.97	0.20	0.50
$P7$	0.57	0.35	0.87	0.56	0.87	0.22	0.45
$P8$	0.40	0.30	0.96	0.35	0.96	0.11	0.45
$P1$ a $P8$	0.49	0.37	0.86	0.49	0.86	0.22	0.49

Por el contrario en el caso b los valores estimados de estos dos parámetros no difieren significativamente de 0 y 1, indicando un buen comportamiento del modelo. Queda pues claro que la inclusión del parámetro p supone una mejora sustancial en el ajuste de la curvas de lavado cuando la salinidad del suelo se mide con el sensor electromagnético.

La relación entre $EM_H \cdot EM_{H_0}^{-1}$ (donde EM_{H_0} es la lectura realizada el 23 de Septiembre) y la profundidad de agua por unidad de profundidad de suelo para cada uno de los tratamientos se presenta en la Figura 3.13 junto con las curvas de lavado estimadas según la ecuación 3.9 para un valor de $p=0.37$ para todos los tratamientos. Como se dijo anteriormente los ajustes fueron muy buenos, con coeficientes de determinación de la regresión lineal entre los valores medidos y estimados de $EM_H \cdot EM_{H_0}^{-1}$ superiores al 81%. Los valores estimados de k (Tabla 3.9) se sitúan entre 0.4 y 0.6 detectándose además una disminución del valor de k , al igual que ocurría con los datos obtenidos de las sondas de succión, al aumentar la altura de agua aplicada.

Los valores estimados de k_{EMH} y k_{ss} (Tabla 3.9) no difieren significativamente (prueba t , $P>0.05$) en los tratamientos $P4$ y $P8$, y se obtienen diferencias significativas ($P<0.05$) en los tratamientos $P2$ y $P6$. A pesar de ello las diferencias entre los valores estimados de k_{EMH} y k_{ss} son del -36%, -3%, 16% y 7% para los tratamientos $P2$, $P4$, $P6$ y $P8$ respectivamente, lo que indica

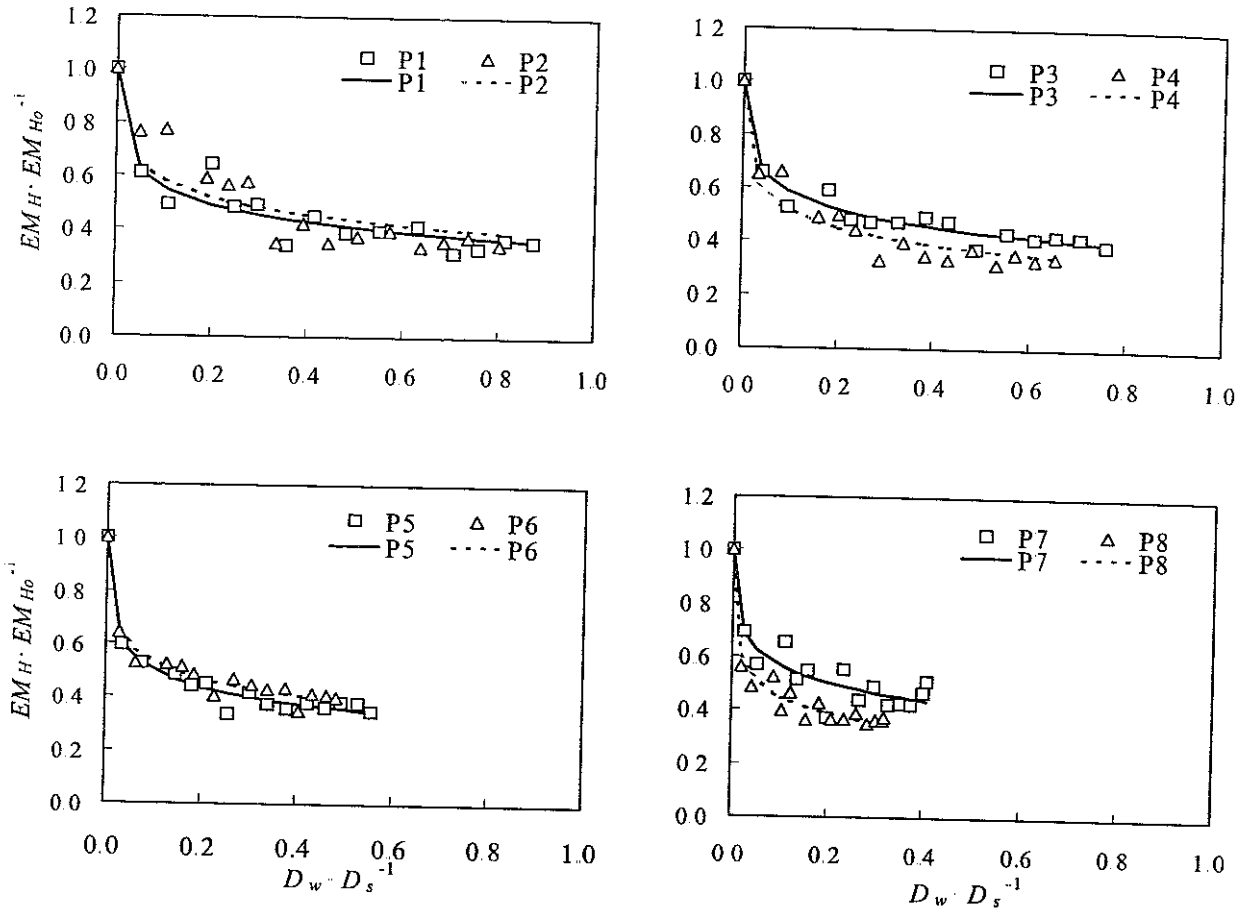


Figura 3.13. Lavado en la triple línea de aspersión. Relación entre $EM_H \cdot EM_{Ho}^{-1}$ y la cantidad de agua aplicada por unidad de profundidad de suelo ($D_w \cdot D_s^{-1}$) para los distintos tratamientos P1 a P8.

Tabla 3.9. Lavado en la triple línea de aspersión. Altura total de agua aplicada y valores de k , estimados con el sensor electromagnético (EM_H) para un valor de $p = 0.369$, en cada uno de los ocho tratamientos. En la última columna se presenta el valor estimado de k_{SS} a partir de los datos recogidos de las sondas de succión. Entre paréntesis se dan los errores estándar de estimación.

Tratamientos	Altura de agua (cm)	k_{EMH} ($p=0.37$)	k_{SS}
P1	98.8	0.54 (0.03)	
P2	91.2	0.60 (0.06)	0.81 (0.08)
P3	86.5	0.59 (0.02)	
P4	75.0	0.45 (0.03)	0.47 (0.03)
P5	64.2	0.43 (0.01)	
P6	55.9	0.49 (0.02)	0.41 (0.02)
P7	47.7	0.56 (0.03)	
P8	38.0	0.35 (0.01)	0.32 (0.01)

que donde existen serias discrepancias es en el tratamiento *P2*, en el que el valor estimado de k_{EMH} es muy inferior al valor estimado de k_{ss} .

Esta discrepancia aparente puede atribuirse al hecho ya mencionado de que al comienzo del ensayo la mayor parte de las sales se encontraban por encima de la primera sonda de succión instalada a una profundidad de 15 cm. Estas sales son detectadas por las lecturas de EM_H pero no son extraídas por las sondas de succión. Por ello los valores iniciales de la salinidad de suelo estimados a partir de las soluciones recogidas por las sondas de succión están infraestimados, lo que conduce a valores mayores que los reales de k_{ss} en este experimento. Lógicamente este efecto donde adquiere mayor importancia es en el tratamiento *P2* con una salinidad inicial mayor en superficie.

Comparando los valores de la $CE_{1.5}$ media a la profundidad de 0-15 cm el 15 de agosto con los valores utilizados como CE_{ss} inicial (CE_0) para la estimación de k_{ss} (Figura 3.14) se deduce que los puntos correspondientes a los tratamientos *P4*, *P6* y *P8* se sitúan sobre una línea, mientras que para el tratamiento *P2* el valor inicial de salinidad de la solución del suelo (CE_0) es proporcionalmente inferior al de $CE_{1.5}$ inicial del suelo. Desde este punto de vista, y para las características de este experimento, k_{EMH} sería un mejor estimador de k que k_{ss} , al menos en el tratamiento *P2*.

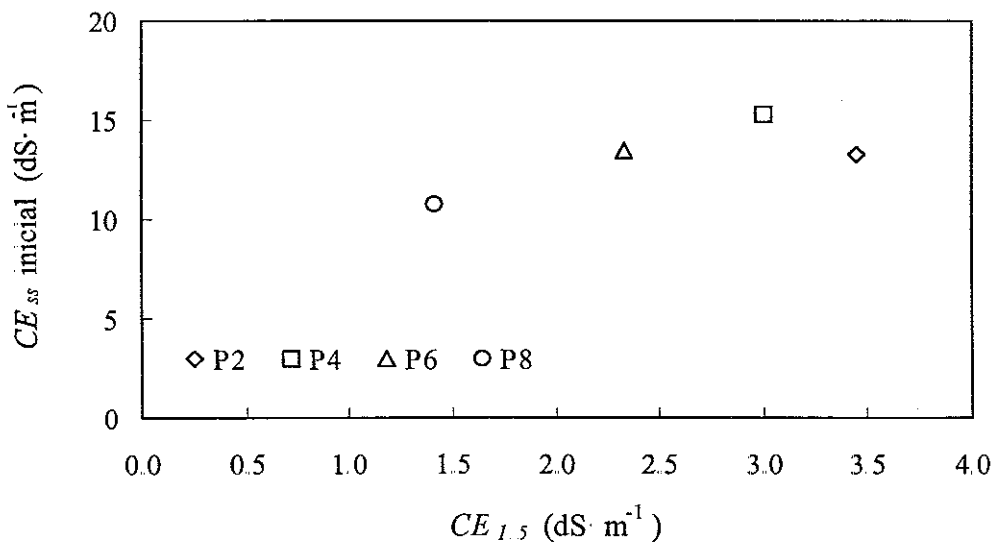


Figura 3.14. Lavado de la triple línea de aspersión. Comparación, para los tratamientos *P2*, *P4*, *P6* y *P8*, de la $CE_{1.5}$ (dS m^{-1}) inicial del suelo a la profundidad de 0-15 cm (15 de agosto) con los valores de CE_{ss} inicial del suelo (dS m^{-1}) utilizados en la estimación de k_{ss} .

3.3.3. Comparación de resultados obtenidos en las columnas de laboratorio y en la triple línea de aspersión.

Los experimentos de lavado en columnas de laboratorio y en la triple línea de aspersión (*TLA*) difieren en multitud de variables, entre las cuales cabe resaltar las siguientes:

(1) En el ensayo en columnas de laboratorio el volumen de suelo utilizado fue muy pequeño y los volúmenes de agua aplicados en términos de $D_w D_s^{-1}$ fueron de 5 para el suelo *CU* y 11 para el suelo *HN*. Por el contrario, en el ensayo de la *TLA* la profundidad de suelo analizada fue de 1 m y el volumen de agua aplicado, expresado como $D_w D_s^{-1}$, varió entre 0.87 y 0.32 para los tratamientos más y menos regados, respectivamente; esto es, los valores de $D_w D_s^{-1}$ en la *TLA* fueron un orden de magnitud inferiores a los valores de $D_w D_s^{-1}$ en las columnas de laboratorio.

(2) Los suelos utilizados en las columnas de laboratorio se secaron, molieron, tamizaron y empaquetaron a una densidad predefinida. Cabe pensar que el lavado de sales en estos medios porosos sea más eficiente que en el suelo sin alterar, sobre todo teniendo en cuenta que los suelos de las columnas fueron inicialmente saturados a vacío y con agua libre de aire para evitar la presencia de poros estagnantes. Por el contrario, debe tenerse en cuenta que el lavado de las columnas se efectuó con agua destilada, lo que pudo reducir la conductividad hidráulica del suelo en contraste con la del suelo de la *TLA* donde el lavado se efectuó con agua de *CE* en torno a 2 dS m^{-1} .

(3) En función de la textura de los suelos utilizados, los mismos deberían clasificarse en orden de mayor a menor eficiencia del lavado como: $TLA > CU > HN$.

(4) El lavado en columnas se efectuó por inundación permanente, en contraste con el lavado en *TLA* que se efectuó por aspersión. De acuerdo con la literatura, el método de inundación permanente es claramente más ineficiente que el método de aspersión.

(5) El suelo de la *TLA* contiene sales cloruradas muy solubles además de calcita, en contraste con los suelos de las columnas que tienen una elevada proporción de sales poco solubles (yeso y calcita). Desde este punto de vista, la eficiencia del lavado debería ser mayor en la *TLA* (sales más solubles) que en las columnas (sales menos solubles). Sin embargo, en las columnas el perfil de salinidad es uniforme, en tanto que en el suelo de la *TLA* el perfil es invertido (salinidad más elevada en superficie que en profundidad). Desde este punto de vista, la eficiencia del lavado debería ser menor en la *TLA* ya que las sales acumuladas superficialmente tienen que recorrer una mayor longitud para desplazarse por debajo de la profundidad a recuperar.

A pesar de que todas estas consideraciones permiten concluir que los valores estimados de k en ambos experimentos no son comparables, los resultados presentados en la Tabla 3.10 para el total de sales disueltas (CE) indican que éstos son del mismo orden de magnitud. Así, si se excluye el valor de k_{ss} , de 0.82 obtenido para el tratamiento $P2$ en la triple línea de aspersión, lo que parece lícito por razones explicadas anteriormente, estos resultados permiten concluir que las estimas de k son consistentes, variando entre 0.60 y 0.25 en función del suelo y del procedimiento de lavado. A efectos ilustrativos, estos valores de k indican que después de lavar un metro de suelo con un metro de agua, las sales residuales presentes en el mismo oscilarían entre un 60% y un 25% del valor de salinidad inicial presente en el suelo antes del lavado.

Finalmente, es interesante resaltar que la eficiencia del lavado de sales del suelo depende no sólo del tipo de suelo y del método de aplicación de agua, que son las dos variables utilizadas en la literatura para definir el valor de k , sino que existen otras variables que pueden llegar a ser tanto o más relevantes que las anteriores. Entre éstas cabe mencionar las siguientes: (1) la profundidad del suelo a recuperar, (2) la salinidad inicial del suelo, (3) el tipo de sales y minerales presentes en el suelo, (4) la distribución de las sales en el perfil del suelo y (5) la pluviometría y el intervalo entre riegos en el caso de utilizar riego por aspersión.

Tabla 3.10. Resumen de los valores de k estimados para la CE en los experimentos de lavado de columnas de suelo en laboratorio (k_{CP}) y lavado en la triple línea de aspersión (k_{ss} , estimas a partir de la sonda de succión; k_{EMH} estimas a partir del sensor electromagnético)

Suelo	Columnas	Triple Línea Aspersión	
	k_{CP}	k_{ss}	k_{EMH}
<i>CU</i>	0.25		
<i>HN</i>	0.43		
<i>TLA</i>		0.32-0.82 [†]	0.35-0.60 [†]

[†] Intervalo de valores deducidos para bajas y elevadas pluviometrías, respectivamente.

3.4. CONCLUSIONES

1. La ecuación propuesta por Hoffman (1986) y modificada en este trabajo con la inclusión del término D_o explica satisfactoriamente el comportamiento del lavado de las sales del suelo. Esta ecuación es:

$$\frac{C}{C_o} = \frac{k}{\frac{D_w - D_o}{D_s} + k}$$

donde C es la concentración de sales en el suelo y el subíndice o hace referencia a las condiciones iniciales, D_w es la altura de agua aplicada, D_s es la profundidad de suelo a lavar, D_o es la altura de agua que se almacena en el suelo y por lo tanto no contribuye al lavado de las sales del suelo, y k es un parámetro empírico que define y cuantifica la eficiencia del lavado.

Los valores de CE obtenidos experimentalmente durante los procesos de lavado se ajustan a esta ecuación con unos valores del coeficiente de determinación significativos ($P < 0.001$). El valor estimado del coeficiente empírico k puede por lo tanto utilizarse de forma conveniente para establecer la eficiencia del lavado de las sales del suelo, de tal manera que el lavado es más eficiente conforme menor es el valor de k .

2. El valor de k depende del tipo de ion considerado. Así, la eficiencia del lavado disminuye en el orden: $Cl^- > SO_4^{2-} > HCO_3^-$ (aniones) y $Na^+ > Mg^{++} > Ca^{++}$ (cationes). El lavado más eficiente (k menor) se produce para los iones más móviles como el Cl^- . Para los iones asociados con sales poco solubles, como SO_4^{2-} , HCO_3^- o Ca^{++} , la eficiencia aparente del lavado es considerablemente menor (k mayor) ya que depende de la solubilidad de los correspondientes minerales presentes en el suelo. El lavado de los cationes depende además de los procesos de intercambio catiónico con la matriz del suelo.

3. Los valores estimados de k para el total de sales disueltas en la solución del suelo (CE) han variado en el rango entre 0.25 y 0.60 dependiendo de las características de los suelos, el volumen de agua aplicada y (en los ensayos con la TLA) de la pluviometría aplicada. Estos valores han sido de 0.25 para el suelo CU y de 0.43 para el suelo HN . El hecho de que las sales del suelo HN se laven con menor eficiencia que las del suelo CU puede atribuirse a (1) contrastes texturales (el suelo HN tiene una menor conductividad hidráulica), (2) mayor porcentaje de yeso en el suelo HN y (3) mayor porcentaje de sodio de cambio en el suelo HN .

4. Los valores de k deducidos en la *TLA* a partir de las soluciones recogidas en las sondas de succión y a partir de las lecturas del sensor electromagnético son en general bastante similares. Estos valores de k pueden estimarse a partir de las lecturas del EM-38 utilizando la expresión:

$$\frac{EM_H}{EM_{H_0}} = \frac{k}{\left(\frac{D_w}{D_s}\right)^p + k}$$

donde EM_H es la lectura del EM-38 en su posición horizontal y el subíndice 0 hace referencia a las condiciones iniciales, D_w es la altura de agua aplicada, D_s es la profundidad de suelo a lavar, y k y p son dos parámetros empíricos de los cuales el primero define la eficiencia del lavado y el segundo está relacionado con la integración que la lectura EM_H hace de la salinidad del suelo. Para un valor fijo de $p=0.369$ las observaciones experimentales se ajustan en todos los casos a esta ecuación con unos coeficientes de determinación superiores al 80%. Esta conclusión es relevante desde un punto de vista práctico ya que indica que la eficiencia del lavado de las sales puede estimarse a partir de las lecturas realizadas con el EM-38, instrumento sencillo, rápido y que no precisa de muestreos de suelo costosos en tiempo y dinero.

5. Del ensayo de lavado efectuado en la *TLA* se concluye que k depende de la pluviometría aplicada, alcanzando valores de en torno a 0.6 para pluviometrías elevadas y disminuyendo hasta valores de 0.3 para las pluviometrías más bajas. Estos valores de k están también condicionados por la distribución inicial de las sales en los distintos tratamientos y por el perfil invertido de salinidad en todos ellos. El valor de $k=0.6$ encontrado para las pluviometrías más altas es más elevado que el citado en la literatura para el lavado por inundación continua (valores de k de en torno a 0.3), lo que sugiere la posible existencia de flujos preferenciales de agua a través de los macroporos del suelo cuando se utilizan pluviometrías elevadas.

6. El valor del coeficiente de eficiencia de lavado depende de la salinidad inicial del suelo. De acuerdo con la ecuación que describe el proceso de lavado, éste es más eficiente (menor k) cuanto mayor es la salinidad inicial del suelo y disminuye conforme progresa el lavado, probablemente debido al lavado inicial preferencial de las sales presentes en los poros de mayor tamaño. Esta consideración es relevante para la predicción en años consecutivos de la salinidad de los flujos de retorno del riego por medio del modelo hidrosalino, ya que el parámetro k no es estacionario sino que aumenta en el tiempo conforme se lavan las sales del perfil del suelo. La

falta de consideración de este resultado puede sobrestimar la masa temporal de sales exportadas por el regadío.

**4. ESTIMACIÓN DEL VOLUMEN Y SALINIDAD DE LOS
FLUJOS DE RETORNO DEL SISTEMA DE RIEGOS
MONEGROS II Y SU IMPACTO SOBRE LA SALINIDAD DEL
RÍO EBRO**

4.1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la agricultura de regadío se está contemplando con un énfasis creciente como una actividad que provoca efectos contaminantes más o menos negativos sobre el medio ambiente. Uno de los efectos negativos más relevantes en zonas áridas y semiáridas es la salinización de los flujos de retorno del riego y su impacto sobre la calidad de las aguas de los sistemas receptores de los mismos.

Los costes necesarios para prevenir esta degradación deberían contemplarse en los análisis coste/beneficio de las zonas regables, dado que podrían afectar de forma sustancial a la rentabilidad y viabilidad de algunos regadíos. En este sentido, el sistema de riegos Monegros II, localizado en la cuenca media del Ebro (Comunidad Autónoma de Aragón), se ha cuestionado en algunos foros como un regadío cuyos flujos de retorno podrían inducir a un incremento potencial de la salinidad del río Ebro y al subsiguiente coste añadido en los distintos usos urbanos, industriales y agrícolas de dichas aguas.

Evidentemente, la determinación de dichos costes exige previamente cuantificar la masa de sales emitidas por los regadíos, para lo cual es necesario medir el volumen y salinidad de los flujos de retorno del riego. Esta tarea puede efectuarse en regadíos consolidados, aunque es complicada y costosa en tiempo y dinero. Obviamente esta cuantificación no puede efectuarse en futuras zonas regables o en regadíos no consolidados como es el caso de Monegros II, razón por la cual el volumen y salinidad de sus flujos de retorno solo puede predecirse a través de modelos apropiados, calibrados y validados en áreas similares a las de su aplicación.

Estos modelos se han desarrollado en las últimas décadas (Walker, 1978; Woods y Orlob, 1963; Woods, 1967; Walker, 1970; Hyatt et al., 1970; Thomas et al., 1971; Hill et al., 1973; Fapohunda y Hill, 1981; Dutt et al., 1972; Tanji, 1977; Skogerboe et al., 1979, Moolman et al., 1983; Labadie y Khan, 1979; Aragués et al., 1985) y comprenden desde modelos sofisticados que incluyen la mayoría de los procesos relacionados con el movimiento e interacciones del agua y de las sales en el suelo, hasta modelos simplificados basados en balances de masas y régimen de estado estacionario. La principal limitación de los modelos más complejos es su exigencia de una extensa base de datos de entrada de difícil consecución. Esta información es inexistente o muy limitada en las zonas de nuevos regadíos como Monegros II, razón por la cual deben

utilizarse modelos más sencillos y menos exigentes en información. Entre estos modelos cabe citar el modelo conceptual hidrosalino MOVI (MOdelo VIolada), calibrado y aplicado con resultados excelentes en los años ochenta por la Unidad de Suelos y Riegos (SIA-DGA) en el sector de riegos de La Violada (Monegros I) (Aragüés et al., 1985, Quílez et al., 1987a y b; Aragüés et al., 1990).

A este modelo se le ha incorporado la consideración de la eficiencia del lavado de sales, a través de una ecuación con un parámetro empírico k , desarrollada en el capítulo anterior de esta memoria, al objeto de contemplar la evolución en la emisión de sales lavadas de suelos que, como algunos de Monegros II, están afectados en mayor o menor medida por la salinidad. A este modelo modificado de flujos de retorno del riego con la consideración de la eficiencia del lavado se le ha denominado *CIRFLE* (Conceptual Irrigation Return Flow Leaching Efficiency).

El objetivo último de este trabajo es predecir el impacto del riego en el sistema Monegros II sobre la salinización del río Ebro. Este objetivo contempla varios sub-objetivos que se detallan a continuación:

- (1) Desarrollo del modelo *CIRFLE* con la inclusión de la eficiencia del lavado de las sales solubles del suelo.
- (2) Validación del modelo *CIRFLE* en el polígono de riego de Bardenas I. Este polígono, de 25.000 has y desarrollado hace más de treinta años, tiene algunas características de agua, clima y suelo relativamente parecidas a las de Monegros II, razón por la cual resulta adecuado para validar el modelo, evaluar su comportamiento y determinar el valor del parámetro k de eficiencia del lavado.
- (3) Evaluación del modelo *CIRFLE* y del sistema flujos de retorno del riego mediante un análisis de sensibilidad con el objetivo de determinar el efecto absoluto y relativo que los distintos parámetros y variables de entrada tienen sobre las salidas del modelo. Esta información es fundamental para priorizar los esfuerzos sobre las medidas o estimas de las variables más relevantes (sensibles) y además permite identificar las variables del sistema que potencialmente pueden ser optimizadas para un mejor manejo del sistema que en último término lleve a una reducción de la salinidad de los retornos del riego.
- (4) Predicción del volumen, concentración salina y masa de sales de los retornos de riego de Monegros II para distintos escenarios de desarrollo y manejo del regadío.

- (5) Determinación de la salinidad actual del tramo medio-inferior del río Ebro y estimación de los incrementos potenciales de salinidad debidos a los aportes salinos provenientes del polígono Monegros II.

4.2. ANTECEDENTES

La agricultura de regadío afecta sustancialmente a la concentración salina de las aguas de los cauces superficiales y subterráneos, debido por una parte a que el agua derivada para riego supone una reducción del caudal de los cauces y por tanto de su capacidad de dilución (“efecto dilución”) y por otra al aumento de la concentración de sales en las aguas de percolación que recargan los acuíferos y/o retornan a través de la red de drenaje a los cauces de agua superficiales. Este aumento de la concentración de sales en los flujos de retorno del riego se produce por un “efecto concentración” debido al proceso de evapotranspiración de los cultivos, que - para fracciones de lavado típicas de en torno a 0.4 - aumenta entre 2 y 2.5 veces la concentración del agua de riego, y por un “efecto aporte” debido a la meteorización de los minerales, que - dependiendo del tipo y grado de mineral - puede aumentar entre 2 y 60 veces la concentración del agua de riego.

4.2.1. Factores que afectan a la calidad de los flujos de retorno

Hornsby (1973) divide los flujos de retorno de riego en función de su riesgo potencial de degradación en dos categorías: escorrentía superficial y escorrentía subterránea. Los primeros provienen del escurrimiento del agua de riego sobre la superficie de las parcelas mientras que los segundos provienen del agua que percola a través del suelo o subsuelo.

Los flujos de retorno superficiales como las escorrentías, aguas de cola de acequias y retornos directos al río contribuyen en general muy poco a la salinidad de los efluentes. Las aguas de cola y los retornos directos mantienen una composición iónica semejante a la del agua de riego, aunque quizá su concentración salina pueda aumentar ligeramente debido al proceso de evaporación. Las aguas de escorrentía superficial pueden aumentar la carga de sedimentos (Brown et al., 1974; Carter, 1976) y en consecuencia de los productos agroquímicos como fósforo y algunos pesticidas adsorbidos en los mismos, además de disolver una parte de las sales presentes en la superficie del suelo. Otros parámetros como la temperatura, color, turbidez y

concentración de coliformes bacterianos también pueden verse incrementados (Sylvester y Seabloom, 1963). Sin embargo si el tiempo de aplicación es corto y el riego se maneja correctamente mantienen en general la calidad y composición del agua de riego.

Las aguas de drenaje subsuperficiales son las que pueden sufrir un cambio mayor en su calidad al estar más tiempo en contacto con el sistema suelo-planta. Las sales se concentran debido al proceso de evapotranspiración de los cultivos. Además el agua entra en contacto con los constituyentes del suelo y reacciona con ellos produciéndose en general una degradación de su calidad. Los procesos que de una manera u otra afectan a esta degradación son (Hornsby, 1973): (1) reacciones de intercambio iónico con los constituyentes del suelo, (2) reacciones de precipitación/disolución de minerales poco solubles como caliza y yeso en el perfil del suelo, (3) disolución de sales solubles debido a la presencia de depósitos naturales en el perfil del suelo, (4) interacción con freáticos salinos, (5) disolución y lavado de los nutrientes (fertilizantes) y productos fitosanitarios, (6) oxidación y reducción de componentes químicos y biológicos, que en algunos casos mejora la calidad de las aguas y (7) cambios de temperatura que afectan a la velocidad de reacción de los procesos anteriormente mencionados. Todos estos procesos son interdependientes y el resultado final no es simplemente una suma de cada uno de los procesos individuales.

Además existen otros factores que pueden influir sobre la salinidad de las aguas de drenaje subsuperficial como la profundidad y el espaciado entre drenes, así como su situación dependiendo de las condiciones de las parcelas (Grismer, 1993; Ayars et al. 1987) o la presencia de una capa freática que interfiera directamente con el agua de drenaje subsuperficial (Tanji et al., 1977).

4.2.2. Caracterización de los flujos de retorno

Los trabajos realizados sobre caracterización de los flujos de retorno se han centrado fundamentalmente en el estudio de la variabilidad espacio-temporal de dos variables, cantidad y calidad del agua, igualmente importantes (Guitjens et al., 1984). Con la primera se asocian los caudales de los colectores, desagües y ríos y con la segunda los parámetros físico-químicos que definen su calidad. Los primeros estudios sobre este tema se llevaron a cabo en USA, en los años sesenta y setenta utilizándose en la mayoría de los casos el concepto de balance de sales

(Bower et al., 1969; Carter et al., 1971; El-Shal et al., 1979, Faci et al. 1985). El balance de sales fue definido por Scofield (1940) como la relación existente entre la cantidad de sales de entrada en un área con el agua de riego y la cantidad evacuada del área por el agua de drenaje. Esta misma relación expresada en forma de fracción se conoce por índice de balance de sales. En general en la mayoría de los regadíos de zonas áridas y semiáridas el balance de sales es positivo (Tanji et al., 1977) indicando el lavado de las sales del suelo, aunque en algunos casos el balance es negativo (Bingham et al. 1971; Kaddah y Rhoades, 1976) debido a la precipitación de sales poco o moderadamente solubles, como el yeso y el carbonato cálcico en el perfil del suelo. Kaddah y Rhoades (1976) sin embargo muestran que el balance de sales no distingue el origen de las sales en los efluentes, no proporciona información sobre los cambios de salinidad en la zona de raíces y además las estimaciones sobre fracciones de lavado sacadas de evaluaciones del balance de sales pueden ser erróneas si existen otras fuentes de sales no consideradas como puede ser por ejemplo el agua subterránea.

Los regadíos caracterizados se encuentran en zonas que se clasifican como áridas o semiáridas y se encuentran, entre otros, en los trabajos de Oosterveld et al. (1978), Tanji (1981a), Valantine (1981), Tanji et al. (1977), Keys (1981) Miller et al. (1978), Sanin, (1993) Flügel, (1993, 1995) Moolman et al. (1983) y Pigram (1986).

En España los trabajos sobre evaluación de la calidad de los flujos de retorno de riego se han realizado en la cuenca media del Ebro, zona semiárida, en los polígonos de riego de La Violada en el 1^{er} tramo del Canal de Monegros (Quílez, 1985); Bardenas I, Monegros I y Cinca (Basso, 1989, Basso et al., 1990) y Bardenas I (Basso, 1994). En el polígono de riego de La Violada, en un estudio durante tres años hidrológicos, la emisión de sales medida fue de 20 toneladas por hectárea y año siendo en su mayor parte debida al yeso (Quílez et al., 1987b). Basso et al. (1990) calcularon que las aguas de retorno de los regadíos de Bardenas I aportaron hacia los ríos receptores aproximadamente 273.000 toneladas de sales, equivalentes a 6 toneladas de sales por ha regada y año. En este mismo estudio se estimó que la contribución de la red de drenaje a la salinización de los ríos receptores fue del 20% para el río Aragón y de casi un 50% para el río Arba, ríos que recogen los efluentes de esta zona, ambos afluentes del río Ebro.

El desarrollo del Plan General de Transformación de la zona regable de la segunda parte

del Canal de Monegros (Monegros II) contempla la puesta en riego de hasta 66000 ha. Los estudios de suelos realizados en la zona (Recursos Naturales S. A., 1979, 1981; Alberto et al.; 1984, Cuchi, 1986; Machín y Arrúe, 1989; Berga, 1994) revelan que una parte sustancial de los mismos están afectados por yeso y sales más solubles. La introducción del riego en la zona puede por lo tanto producir la disolución y el movimiento de estas sales hacia el río Ebro y su consiguiente salinización potencial.

4.2.3. Control de la salinidad de los flujos de retorno y su impacto en los cauces receptores

Para el control de la masa de sales exportada con los efluentes de riego existen alternativas puntuales como son la captura y diversión de las aguas directamente al océano, su inyección en acuíferos profundos y su eliminación en lagos terminales o embalses de evaporación. Aunque esta última alternativa es sencilla, a largo plazo puede presentar problemas ambientales tales como la acumulación de elementos altamente tóxicos como ya ha ocurrido con el selenio en el lago Kesterson situado en el Valle de San Joaquín en California (Tanji y Hanson, 1990). Otra opción es la desalinización de las aguas, técnicamente posible pero muy costosa. Por ejemplo, en el río Colorado los costes de desalinización en la planta de Yuma son tres veces mayores que los beneficios estimados y además presenta el problema adicional de la eliminación de las salmueras.

Las alternativas de aplicación más general y más adecuadas a las condiciones de la cuenca media del Ebro son la reducción del volumen de los retornos a través de un manejo óptimo del riego y, en ciertos casos, la reutilización de las aguas de drenaje para el riego.

En la mayoría de las zonas regables el consumo de agua se sitúa por encima de las necesidades hídricas de los cultivos por lo que una alternativa inmediata para el control de la salinidad de los flujos de retorno es la utilización de volúmenes de agua acordes con estas necesidades y con las necesidades de lavado de los cultivos. Esta opción lleva consigo la reducción de la fracción de lavado (*FL*), con lo que además se pueden producir procesos de precipitación de sales poco solubles en el perfil del suelo que disminuirían la masa de sales en las aguas de percolación. Este concepto de mínima fracción de lavado es por ello muy atractivo, aunque debe contemplarse el peligro potencial de sodificación del suelo debido a que las sales que precipitan en el suelo están generalmente ligadas al ion calcio.

La obtención de unas fracciones de lavado mínimas compatibles con una máxima producción del cultivo están muy ligadas al manejo del riego en términos de planificación, eficiencia y uniformidad. La cantidad de agua aplicada en cada uno de los riegos es muy importante ya que con un único riego que se efectúe con volúmenes superiores a los planificados las fracciones de lavado instantáneas pueden aumentar drásticamente. Por lo tanto es importante aplicar el volumen de agua adecuado en el momento adecuado (Jensen, 1977) lo que es más fácil de conseguir con sistemas como la aspersión y el riego localizado en los que las dosis y la uniformidad de los riegos dependen del sistema de riego y no de las características hidráulicas del suelo.

La composición del agua de drenaje depende de diversos factores como la composición iónica del agua de riego aplicada, la fracción de lavado, las propiedades del suelo (entra ellas la presencia de carbonato cálcico, yeso u otras sales solubles y su capacidad de intercambio catiónico), el tipo de sistema de drenaje, y otros factores como la temperatura del suelo o la presión parcial de CO_2 .

La reducción de la fracción de lavado siempre lleva a una reducción de la masa de sales en las aguas de drenaje (Rhoades et al., 1973, 1974; Oster y Rhoades, 1975; Rhoades y Suárez, 1977; Hoffman et al., 1977; Walker et al., 1979; Wichelns y Nelson, 1987, El Atfy et al., 1991; Tanji y Hanson, 1990; Van Schilfgaarde et al., 1974) aunque el efecto que esta reducción de la fracción de lavado tiene sobre la calidad de las aguas de los ríos o cauces subterráneos receptores de las aguas de retorno depende de diversos factores.

En el caso de que el sistema receptor sea un cauce superficial la reducción de la fracción de lavado disminuirá la salinidad del río si la salinidad de las aguas de retorno es debida a la disolución de sales solubles presentes en el suelo o si las aguas del río no están saturadas en calcita y/o yeso y las aguas de drenaje sí que lo están en uno de estos dos minerales (Rhoades y Suárez, 1977). Por el contrario, si las aguas del río receptor están saturadas en calcita y/o yeso la reducción de la fracción de lavado no tendrá ningún efecto sobre la salinidad del río (Rhoades y Suárez, 1977, Suárez y Rhoades, 1977).

El efecto de la disminución de la fracción de lavado sobre la salinidad del agua subterránea ha sido evaluado por Rhoades y Suarez (1977) y Suarez (1989) para condiciones de estado estacionario. Si existen sales solubles o aguas salinas en el camino del agua hacia el

acuífero, hecho muy frecuente, la reducción de la fracción de lavado siempre disminuirá la salinización del acuífero. En el caso de que la única fuente de sales sea el agua de drenaje, a largo plazo (régimen permanente), la salinidad del acuífero se acercará a la salinidad del agua de drenaje por lo que ésta será más alta cuanto menor sea la fracción de lavado. Sin embargo, a corto plazo (régimen instantáneo) la salinidad del acuífero puede ser menor para las fracciones de lavado menores. Si existen otras fuentes de recarga al acuífero la situación es exactamente la misma que en el caso de cauces superficiales y depende, como se ha dicho anteriormente, de la composición iónica del agua de drenaje y del agua del acuífero. Así, una reducción de la fracción de lavado reduce en la mayoría de los casos la salinidad del agua subterránea. El efecto de los tiempos de residencia del agua en la zona no saturada ha sido analizado por Suárez y van Genuchten (1981). Una reducción de la fracción de lavado aumenta el tiempo de residencia del agua en la zona no saturada ya que disminuye su velocidad y esto siempre retarda la contaminación del acuífero. Los efectos de la diferencia en el tiempo de residencia en la zona no saturada entre fracciones de lavado altas y bajas es más importante conforme aumenta la distancia al acuífero. Las aguas de drenaje conforme se acercan a la saturación con yeso tienen un potencial degradante más alto al aumentar la fracción de lavado, debido a la precipitación de yeso en la zona no saturada en el caso de fracciones de lavado bajas (Suárez y Van Genuchten, 1981).

En el caso de Monegros II, con presencia de sales solubles y yeso en el suelo y/o subsuelo, la reducción del volumen de percolación mediante la optimización del riego es la solución más eficiente para minimizar la masa de sales en las aguas de retorno de riego y es la que se va a evaluar en esta memoria. Esta opción es además técnicamente posible ya que el riego se realiza por aspersión y a la demanda, con lo que es posible ajustar los volúmenes de riego y los momentos de aplicación a las necesidades hídricas de los cultivos.

4.2.4. Modelos de simulación

Otro punto a destacar en los estudios de los efluentes salinos de los regadíos es la utilización de modelos de simulación por ordenador. Dichos modelos son especialmente útiles para simular el movimiento de las sales y del agua en un polígono de riego y obtener un eficaz control de la salinidad. Además permiten considerar, a la vez, el conjunto de variables que

componen el sistema y contemplar el mismo como una unidad (Quílez y Aragiés, 1987; Tanji, 1990). Una vez verificados, estos modelos de simulación posibilitan alcanzar los siguientes objetivos (Aragiés, 1984): i) evaluar la contribución salina de los actuales flujos de retorno de los regadíos; ii) valorar los efectos de la puesta en riego de nuevas áreas sobre la calidad de los flujos de retorno y de los ríos receptores de los mismos; iii) evaluar la influencia de las prácticas de manejo del agua, tiempo, eficiencia y modo de aplicación de los riegos, calidad del agua de riego, etc., sobre la calidad de los flujos de retorno, iv) determinar las contribuciones relativas de los distintos procesos que componen el sistema, señalando aquéllos que necesitan un análisis más preciso con el objetivo de lograr un control adecuado de la salinidad de los efluentes de riego y v) desarrollar programas de control y manejo de la salinidad a escala de cuenca.

Se han desarrollado gran cantidad de modelos de simulación del sistema efluentes de riego lo cual da una idea de la complejidad del problema y del gran número de científicos interesados en una u otra parte del sistema en consideración (Walker, 1977, 1978). La mayoría de estos modelos han sido desarrollados en la zona oeste de los Estados Unidos, donde los flujos de retorno de riego constituyen más de la mitad del caudal de los ríos en verano, llegando a veces a ser su única componente (Hornsby, 1973). La mayoría de ellos fueron elaborados para las condiciones específicas de la respectiva zona de riego y por lo tanto su aplicación queda restringida a la misma. Sin embargo el problema más serio es la falta de datos necesarios para verificar estos modelos y los altos costos para obtener dichos datos.

Dada la complejidad del sistema su análisis se ha contemplado desde diferentes puntos de vista iniciándose generalmente a nivel de procesos individuales cuyo posterior encadenamiento ha conducido a modelos más elaborados. Aunque todos los procesos individuales han sido analizados en gran detalle, los modelos a nivel global, es decir, aplicables en la práctica a grandes áreas regadas, comprenden generalmente simulaciones sencillas de los procesos individuales basadas en balances de masas y considerando los distintos parámetros como conservativos, ya que su resolución temporal y espacial no justifica programas más refinados.

Los primeros en desarrollar un modelo a nivel global fueron Woods y Orlob (1963) para el estudio de pesticidas en el Klamath Project (Oregon), modelo que es aplicable a la salinidad expresada como sólidos disueltos totales. Woods (1967) desarrolló un modelo para evaluar la

CE y otros parámetros en la cuenca del río Sacramento. El California Department of Water Resources (1969) desarrolló un modelo para evaluar la calidad del agua en el tramo inferior del río San Joaquín. El Water Resources Engineering (1969) desarrolló un modelo hidrosalino que fue aplicado en el tramo superior del río Santa Ana en California. Walker (1970) desarrolló un modelo hidrosalino para el Grand Valley con un subprograma químico-biológico que considera los procesos de intercambio catiónico y la redistribución de los solutos en el suelo incluyendo también las transformaciones del nitrógeno y la absorción de nitrógeno por las plantas.

Hyatt et al. (1970) desarrollaron un modelo hidrosalino que fue aplicado en el tramo superior del río Colorado. Thomas et al. (1971) y Hill et al. (1973) desarrollan un modelo hidrosalino para la cuenca del río Bear (Utah) y Fapohunda y Hill (1981) utilizaron el modelo anterior y lo unieron a un modelo económico que fue aplicado en la cuenca del río Hadejia en Nigeria.

Dutt et al. (1972) desarrollaron un modelo químico-biológico que incluía salinidad y nitrógeno y que fue aplicado posteriormente con algunas modificaciones por el U.S. Bureau of Reclamation (1975) en el Messina Valley, por Ribbens y Shaffer (1976) para estudiar flujos de sal y nitrógeno en el Souris Loop, por Skogerboe et al. (1979) en el Grand Valley y por Moolman et al. (1983) en el río Poesjenel en la República de Sudáfrica.

El California State Water Resources Control Board desarrolló el modelo Bay-Valley Consultants (1974) para estimar sólidos disueltos totales y nitrógeno en las aguas de retorno; el modelo fue aplicado en la cuenca del río Sacramento, en la del San Joaquín y en su delta. Tanji (1977) formuló un modelo similar al anterior, que ha sido el punto de partida del modelo utilizado en este trabajo; dicho modelo fue calibrado y verificado en el Glenn Colusa Irrigation District y se aplicó en el Panoche Drain District.

Labadie y Khan (1979 a y b) y Khan (1982) desarrollaron un sistema de control de salinidad en el agua subterránea que evaluaron en tres subcuencas del río San Luis Rey en California mediante el desarrollo del modelo denominado ASTRAN (Accelerated salt transport method). Riley y Jurinak (1979) desarrollaron un modelo sencillo para evaluar los efectos del manejo del riego sobre la masa de sales drenada en el tramo superior del río Colorado, asumiendo que las zonas regadas se manejan para obtener un balance de sales nulo.

Nour el-Din et al. (1988 a y b) desarrollaron un modelo basado en elementos finitos para

el control y manejo de la salinidad en zonas regadas. El modelo permite evaluar los efectos de la prácticas de manejo del riego sobre el perfil de salinidad el suelo y la masa de sales en las aguas de retorno del riego y fue evaluado en el valle del río San Joaquín.

Gates y Grismer (1989) y Gates et al (1989) desarrollaron un modelo para el manejo de acuíferos salinos superficiales en zonas agrícolas afectadas por salinidad dentro de un marco estocástico que considera la variabilidad de los parámetros del modelo. El modelo se utilizó para evaluar a largo plazo la rentabilidad económica de estrategias de riego y drenaje en la zona oeste del valle de San Joaquín.

En España Quílez et al. (1987a) adaptaron un modelo conceptual hidrosalino modificado del inicialmente propuesto por Tanji (1977), con el fin de aplicarlo a las condiciones específicas del polígono de La Violada (I tramo del Canal de Monegros, Huesca), representativo de buena parte de los regadíos de la Cuenca del Ebro. Dicho modelo está enfocado a la zona de raíces de los cultivos y es de tipo conceptual, es decir, sólo considera los flujos más importantes de agua y sal dentro del sistema; las entradas y salidas son medias espaciales, por lo que el modelo sólo se aplica a sistemas a gran escala, como un polígono de riego, pudiendo no ser válido para sistemas del tipo finca o parcela. El modelo fue calibrado y verificado con muy buenos resultados en el polígono de La Violada (Quílez et al., 1987b) y posteriormente aplicado para evaluar distintas opciones de manejo del agua. Este modelo, con la incorporación de la eficiencia del lavado de sales solubles en el suelo, es el que se va a utilizar en el presente trabajo.

4.3. DESCRIPCIÓN DEL MODELO CIRFLE

El modelo conceptual hidrosalino de flujos de retorno de riego original (*CIRF*) esta basado en dos principios fundamentales: (1) conservación de la masa tanto de agua como de sales y (2) condiciones de estado estacionario. Las variables y parámetros de entrada al modelo son medias tanto espaciales como temporales, por lo que el modelo debe aplicarse a zonas regadas con características homogéneas y para períodos largos de tiempo (como un año hidrológico o una estación de riego). El modelo consta de un submodelo hidrológico acoplado a un submodelo salino. El modelo original se adaptó para su aplicación en el polígono de riego de La Violada (1^{er} tramo del Canal de Monegros); en este polígono la principal fuente de salinidad es el yeso y sólo una pequeña parte de sus suelos están afectados por salinidad. Las

modificaciones introducidas en el modelo se referían fundamentalmente a la solubilidad del yeso y a la inclusión de sales solubles distintas del yeso pero sin consideración de eficiencias de lavado (Quílez, 1985). Para su aplicación en Monegros II se ha introducido en el submodelo salino un nuevo parámetro k que define la eficiencia en el lavado de sales. Con estas modificaciones el modelo *CIRFLE* ya no está basado en condiciones de estado estacionario al no ser iguales los estados inicial y final del sistema. Los submodelos hidrológico y salino del *CIRFLE* se describen a continuación.

4.3.1. Descripción del submodelo hidrológico

En la Figura 4.1 se presenta el esquema del submodelo hidrológico con las entradas, salidas y los flujos de agua dentro de la zona de raíces de los cultivos. El símbolo Q denota volumen de agua en ha-m ($1 \text{ ha-m} = 10^4 \text{ m}^3$).

La entradas al sistema son el volumen de agua de riego (Q_{dir}), el volumen de la precipitación (Q_p) y los aportes laterales de sistemas contiguos (Q_{rim}). Parte de la precipitación se evapora (Q_{evp}), o escurre sobre el terreno (Q_{pro}) y la que realmente infiltra en el suelo es el agua efectiva de precipitación (Q_{ep}). Del mismo modo parte del agua aplicada de riego escurre sobre el terreno (Q_{iwr}) y la que infiltra realmente en el suelo es el agua aplicada efectiva de riego (Q_{eair}). Los volúmenes de agua efectiva de riego y de precipitación junto con el volumen inicial de agua en el suelo (Q_{isw}) dan el contenido total de agua del suelo (Q_{sw}).

El modelo considera que los cultivos implantados en el polígono de riego evapotranspiran un volumen de agua igual a Q_{et} siendo Q_{psw} el volumen de agua en el suelo después de *ET*. El factor de concentración del agua en el suelo debido a la evapotranspiración (*ETCF*) se define como el cociente entre Q_{sw} y Q_{psw} y da cuenta de la concentración de sales en el suelo que se produce por efecto de la *ET*.

El volumen de agua Q_{psw} presente en el suelo después de *ET* se divide en tres componentes: agua final almacenada en el suelo (Q_{fsw}), percolación profunda (Q_{dp}) y drenaje subsuperficial (Q_{sdw}) recogido, en su caso, por la red de drenaje del polígono. Las aguas superficiales de retorno de riego (Q_{sir}) se componen de estas aguas de drenaje junto con las escorrentías de riego y precipitación y los aportes laterales al sistema.

Las ecuaciones matemáticas que describen el sistema están basadas en la conservación del volumen de agua dado por la ecuación:

Submodelo hidrológico

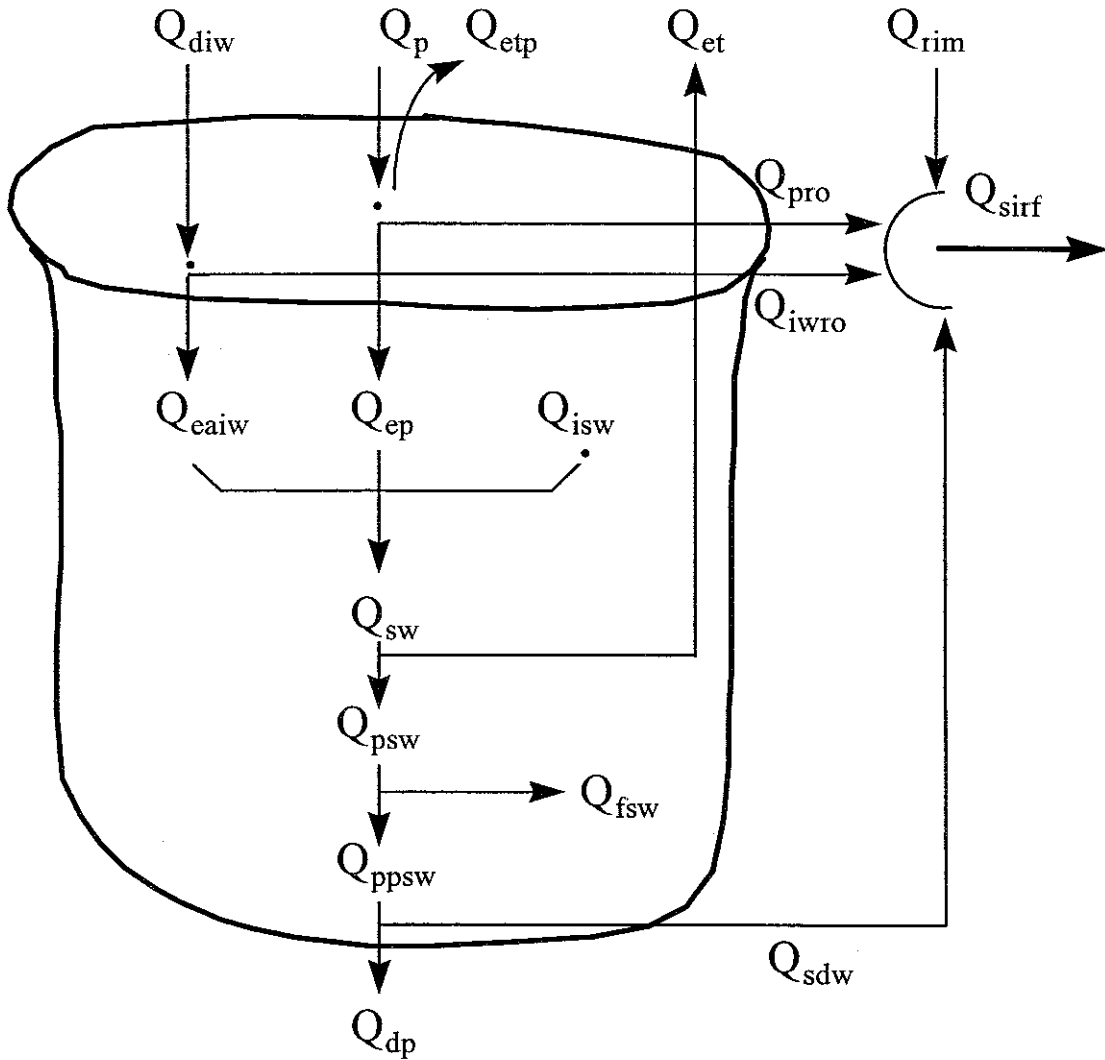


Figura 4.1. Esquema del submodelo hidrológico, con las entradas y salidas de agua consideradas. El símbolo Q representa volumen de agua.

$$\frac{dQ_s}{dt} = \sum^n Q_i - \sum^m Q_o \quad [4.1]$$

donde el primer término (dQ_s/dt) define la variación en el almacenamiento de agua en el suelo durante el período analizado, t es el tiempo, los subíndices i , o y s indican respectivamente

entradas, salidas y almacenamiento en el sistema y n y m son el número de entradas y salidas de agua respectivamente.

Las entradas de agua al sistema están dadas por:

$$\sum^n Q_i = Q_{diw} + Q_p + Q_{rim} \quad [4.2]$$

donde Q_{diw} , Q_p , Q_{rim} son, respectivamente, el volumen de agua de riego aplicada, el volumen de la precipitación y los aportes laterales superficiales de sistemas contiguos.

Las salidas de agua del sistema están dadas por:

$$\sum^m Q_o = Q_{et} + Q_{dp} + Q_{evp} + Q_{pro} + Q_{iwro} + Q_{sdw} + Q_{rim} \quad [4.3]$$

donde Q_{et} , Q_{dp} , Q_{evp} , Q_{pro} , Q_{iwro} y Q_{sdw} son, respectivamente, los volúmenes de agua asociados a la evapotranspiración de los cultivos, la percolación profunda, la evaporación de la precipitación, la escorrentía de la precipitación, la escorrentía del riego y el drenaje subsuperficial. Los últimos cuatro términos de esta ecuación constituyen el volumen de los retornos del riego (Q_{sif}). En el modelo actual no se ha incluido un término para la evaporación directa del agua de riego antes de que ésta alcance el suelo, pues se considera que dicho componente es en general despreciable. Dicho componente puede añadirse de forma sencilla al modelo si es relevante, como puede ser en el caso de sistemas de riego por aspersión con fuerte incidencia del viento, en los que hasta el 30 % del agua aplicada puede perderse directamente por evaporación (Faci y Bercero, 1989).

El cambio de agua en el sistema se define mediante la ecuación:

$$\frac{dQ_s}{dt} = Q_{fsw} - Q_{isw} \quad [4.4]$$

donde Q_{fsw} y Q_{isw} son el contenido final e inicial de agua del suelo respectivamente.

Las ecuaciones que describen el submodelo hidrológico se presentan en la Tabla 4.1 y la Tabla 4.2 detalla el significado de los símbolos utilizados. En esta última las variables y parámetros de entrada al modelo se presentan en negrita.

Tabla 4.1. Descripción matemática del submodelo hidrológico del CIRFLE.*Entradas y salidas hidrológicas*

(1) $Q_i = Q_{diw} + Q_p + Q_{rim}$

(2) $Q_o = Q_{et} + Q_{dp} + Q_{etp} + Q_{pro} + Q_{iwro} + Q_{sdw} + Q_{rim}$

Agua aplicada de riego

(3) $Q_{diw} = Q_{eaiw} + Q_{iwro}$

(4) $Q_{eaiw} = Q_{diw} \cdot E_{iae}$

(5) $Q_{iwro} = Q_{diw} \cdot (1 - E_{iae})$

(6) $Q_{sweaiw} = Q_{eaiw} / ETCF$

Precipitación

(7) $Q_p = Q_{ep} + Q_{evp} + Q_{pro}$

(8) $Q_{pro} = PRC \cdot Q_p$

(9) $Q_{evp} = PEC \cdot Q_p$

(10) $Q_{ep} = EPC \cdot Q_p$

(11) $PRC + PEC + EPC = 1$

(12) $Q_{swep} = Q_{ep} / ETCF$

Agua inicial en el suelo

(13) $Q_{swisw} = Q_{isw} / ETCF$

Entradas de agua a la zona de raíces

(14) $Q_{sw} = Q_{eaiw} + Q_{ep} + Q_{isw}$

(15) $Q_{psw} = Q_{sw} - Q_{et} = Q_{sweaiw} + Q_{swep} + Q_{swisw}$

(16) $ETCF = Q_{sw} / Q_{psw}$

(17) $Q_{ppsw} = Q_{psw} - Q_{fsw}$

Salidas de agua de la zona de raíces

(18) $Q_{sw} = Q_{et} + Q_{fsw} + Q_{dp} + Q_{sdw}$

(19) $Q_{et} = K_c \cdot Q_{etr}$

(20) $Q_{dp} = f \cdot Q_{ppsw}$

(21) $Q_{sdw} = (1 - f) \cdot Q_{ppsw}$

Aguas superficiales de retorno de riego

(22) $Q_{sirf} = Q_{iwro} + Q_{pro} + Q_{sdw} + Q_{rim}$

Eficiencia de riego, eficiencia de aplicación de agua y fracción de lavado

(23) $EIE = (Q_{eaiw} + Q_{ep} + Q_{isw} - Q_{fsw}) / (Q_{diw} + Q_{ep} + Q_{isw})$

(24) $WAE = Q_{et} / (Q_{eaiw} + Q_{ep})$

(25) $FL = Q_{ppsw} / (Q_{eaiw} + Q_{ep})$



Tabla 4.2. Descripción de los símbolos utilizados en el submodelo hidrológico del *CIRFLE*. Las variables y parámetros de entrada al modelo se presentan en negrita.

<i>A</i>	Superficie (ha)
<i>D_l</i>	Profundidad de agua disponible para lavado (m)
<i>D_r</i>	Profundidad media de raíces (m)
<i>D_{whc}</i>	Capacidad unitaria de retención de agua de suelo (m m ⁻¹)
<i>E_{iae}</i>	Eficiencia de aplicación del riego
<i>EIE</i>	Eficiencia del riego
<i>ETCF</i>	Factor de concentración debido a ET
EPC	Coefficiente de precipitación efectiva
F	Coefficiente de percolación profunda
<i>FL</i>	Fracción de lavado
K_c	Coefficiente de evapotranspiración
PEC	Coefficiente de evaporación de la precipitación
PRC	Coefficiente de escorrentía de la precipitación
<i>Q_{csw}</i>	Cambio en el contenido de agua del suelo (ha-m)
<i>Q_{diw}</i>	Agua de riego aplicado (ha-m)
<i>Q_{dp}</i>	Percolación profunda (ha-m)
<i>Q_{caiw}</i>	Agua aplicada efectiva de riego (ha-m)
<i>Q_{ep}</i>	Precipitación efectiva (ha-m)
<i>Q_{et}</i>	Evapotranspiración (ha-m)
<i>Q_{etr}</i>	Evapotranspiración potencial (ha-m)
<i>Q_{evp}</i>	Evaporación de la precipitación (ha-m)
<i>Q_{fc}</i>	Capacidad de retención de agua (ha-m)
<i>Q_{fsw}</i>	Contenido final de agua en el suelo (ha-m)
<i>Q_i</i>	Entradas hidrológicas (ha-m)
<i>Q_{isw}</i>	Contenido inicial de agua en el suelo (ha-m)
<i>Q_{iwro}</i>	Escorrentía de riego (ha-m)
<i>Q_o</i>	Salidas hidrológicas (ha-m)
Q_p	Precipitación (ha-m)
<i>Q_{ppsw}</i>	Agua del suelo disponible para percolación profunda y drenaje subsuperficial (ha-m)
<i>Q_{pro}</i>	Escorrentía de la precipitación (ha-m)
<i>Q_{psw}</i>	Agua en el suelo después de ET (ha-m)
Q_{rim}	Aguas laterales superficiales de entrada y salida (ha-m)
<i>Q_{sdw}</i>	Aguas de drenaje subsuperficial (ha-m)
<i>Q_{sirf}</i>	Agua de retorno del riego
<i>Q_{sw}</i>	Entradas de agua al suelo
<i>Q_{sweaiw}</i>	Agua aplicada efectiva de riego después de ET (ha-m)
<i>Q_{swep}</i>	Precipitación efectiva después de ET (ha-m)
<i>Q_{swisw}</i>	Agua inicial en el suelo después de ET (ha-m)
SP	Porcentaje de saturación
WAE	Eficiencia en la aplicación del agua

4.3.2. Descripción del submodelo salino

En la Figura 4.2 se presenta el esquema del submodelo salino con las entradas, salidas y flujos de sal dentro del sistema. El símbolo C representa la concentración salina (sólidos disueltos totales, SDT , en mg L^{-1}) y el símbolo M es la masa de sal en toneladas que, cuando va asociada a un flujo de agua, se obtiene como el producto del volumen de agua (ha-m) por su concentración (mg L^{-1}) y un factor de conversión de unidades ($FCU = 0.01$).

Las entradas al sistema son la concentración del agua de riego (C_{diw}) y su masa de sales (M_{diw}), la concentración y masa de sales de la precipitación (C_p, M_p) y la concentración y masa de sales de los aportes laterales de sistemas contiguos (C_{rim}, M_{rim}). Parte del agua aplicada de riego y precipitación escurre sobre el terreno donde puede disolver sales que se encuentren sobre la superficie del mismo (C_{iwrosp}, C_{prosp}) obteniéndose una concentración final de la escorrentía de riego $C_{iwro} = C_{diw} + C_{iwrosp}$, con una masa de sales asociada M_{iwro} y una concentración final de la escorrentía de precipitación $C_{pro} = C_p + C_{prosp}$ con una masa de sales asociada M_{pro} .

Las concentraciones del agua efectiva de riego y precipitación son iguales a las del agua aplicada de riego y precipitación ($C_{eaiw} = C_{diw}, C_{ep} = C_p$), y las masas de sales asociadas, M_{eaiw} y M_{ep} se obtienen como el producto de las concentraciones anteriores por sus volúmenes de agua y el factor de conversión de unidades.

La concentración del agua del suelo antes de ET (C_{sw}) es la media ponderada de las concentraciones del agua efectiva de riego (C_{eaiw}), la precipitación efectiva (C_{ep}) y del agua inicial en el suelo (C_{isw}) con respecto a sus volúmenes respectivos.

El CIRFLE incorpora de forma independiente la disolución del yeso cuando está presente en el suelo, por lo que el valor de la concentración inicial del agua del suelo se corrige por la solubilidad del mismo. Esta corrección se ha realizado asumiendo una concentración a saturación de 2630 mg L^{-1} . Una descripción más detallada de esta corrección puede verse en las ecuaciones (44) a (49) de la Tabla 4.3.

Debido a la evapotranspiración de los cultivos la solución del suelo se concentra por un valor igual a la $ETCF$, de tal modo que la concentración del agua en el suelo después de ET (C_{psw}) es el producto de C_{sw} por $ETCF$. La masa de sales en el agua del suelo después de ET es igual a la masa de sales en el agua del suelo antes de la ET (esto es, $M_{psw} = M_{sw}$) ya que se

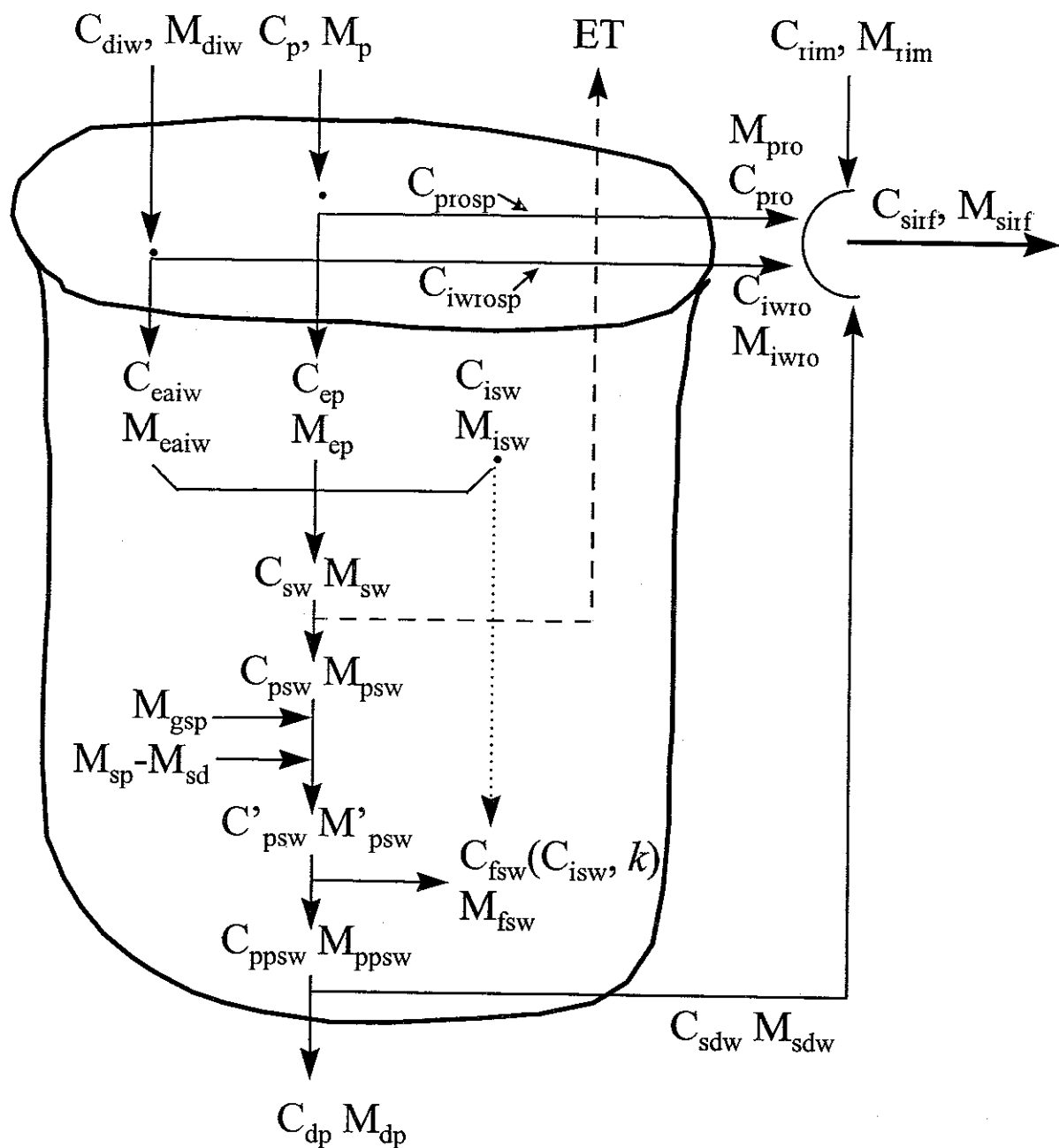
Submodelo salino

Figura 4.2. Esquema del submodelo salino, con las entradas y salidas de sal consideradas. Los símbolos C y M denotan la concentración y la masa de sales.

asume que el agua evapotranspirada está libre de sales.

Por otro lado cabe la posibilidad de que en el proceso de evapo-concentración del agua en el suelo debido a la *ET* se produzca una precipitación de sales poco solubles, tales como el yeso ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$) y la calcita ($CaCO_3$). Asimismo, el agua puede disolver calcita si está presente en el suelo. La resultante de estos dos procesos, denominada sal disuelta (calcita) - sal precipitada (calcita y yeso) ($C_{sp} - C_{sd}$) se calcula con un programa de química del suelo (Oster y Dell'Osso, 1975) que tiene en cuenta la composición iónica del agua de riego (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-}), la fracción de lavado (*FL*, ecuación 25 Tabla 4.1) y la presión parcial del anhídrido carbónico (P_{CO_2}). La ecuación obtenida para la composición iónica de las aguas del canal de Monegros y un valor de $P_{CO_2} = 3.5 \cdot 10^{-4}$ atm es (Quílez, 1985):

$$C_{sp} - C_{sd} \text{ (mg} \cdot \text{L}^{-1}\text{)} = -102.04 + 122.87 \cdot FL \quad [4.5]$$

La masa de sales asociada a esta concentración se obtiene como el producto de la concentración por el volumen de agua efectiva de riego ($M_{sp} - M_{sd} = (C_{sp} - C_{sd}) \cdot Q_{eaiw}$).

Dado que este modelo no tiene en cuenta la posible disolución del yeso, la masa de yeso disuelto (M_{gsp}) se incorpora al modelo de forma independiente. Se ha asumido una solubilidad del yeso a saturación de $2630 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ y que éste se disuelve hasta agotar sus existencias o hasta saturar el volumen de agua en el suelo después de *ET* (Q_{psw}). El hecho de añadir la contribución del yeso después del proceso de evapotranspiración se debe a que una solución saturada en este mineral no puede concentrarse más en ese proceso, o al menos de forma significativa, considerando el nivel de detalle del CIRFLE.

La masa de sales en el suelo después de añadir estas dos componentes es M'_{psw} que es la masa de sales disponible para percolación profunda, drenaje subsuperficial y agua final en el suelo.

Hasta aquí se ha asumido un desplazamiento tipo pistón de las sales del suelo (eficiencia del lavado = 100 %) lo que implica que todas las sales se lavarían del suelo en el período considerado. Dado que esta hipótesis no es realista, en el capítulo anterior se desarrolló una ecuación que tiene en cuenta, a través del parámetro *k*, la ineficiencia en el lavado de las sales del suelo. Esta ineficiencia hace que la masa de sales que permanecen en el suelo al final del período considerado sea mayor (y, por lo tanto, que la masa de sales exportadas sea menor) que la que se deduciría de la consideración de un desplazamiento pistón. Para considerar esta

ineficiencia la concentración final del agua en el suelo (C_{fsw}) se calcula a partir de la concentración inicial del agua del suelo corregida por la solubilidad del yeso (C_{isw}) teniendo en cuenta la eficiencia en el lavado de las sales solubles del suelo (k) mediante la ecuación:

$$\frac{C'_{fsw} - C_{min}}{C_{isw} - C_{min}} = \frac{k}{\frac{D_l}{D_r} + k} \quad [4.6]$$

donde D_r es la profundidad de la zona de raíces, D_l es la altura de agua de percolación o agua efectiva de lavado y viene dada por:

$$D_l = \frac{Q_{ppsw}}{A} \quad [4.7]$$

y C_{min} es la concentración del agua del suelo en equilibrio con el agua de riego y precipitación y se calcula a partir del volumen y concentración salina del agua de riego y de la precipitación teniendo en cuenta el efecto de disolución-precipitación de carbonato cálcico y la posible precipitación de yeso en el suelo ($C_{sp} - C_{sd}$) como:

$$C_{min} = \frac{(C_{diw} + C_{sp} - C_{sd}) Q_{eaiw} + C_p Q_{ep}}{Q_{sweaiw} + Q_{sweep}} \quad [4.8]$$

En la ecuación [4.6] no se considera el efecto del yeso, por lo que en el caso de que esté presente en el suelo su valor expresado como concentración debe añadirse al valor estimado de

$$C_{fsw} (C_{fsw} = C_{fsw} + SDT_{gyp}).$$

El modelo *CIRFLE* trata al yeso separadamente del resto de sales solubles y no se ha incluido ninguna eficiencia de lavado para esta sal. Es decir, se asume que cuando existe yeso en el suelo las aguas de drenaje se saturan en este mineral. Esta es una aproximación razonable que queda confirmada por las medidas realizadas en zonas regables de la Cuenca del Ebro con yeso en el suelo, donde las aguas de drenaje se saturan prácticamente en este mineral (Basso, 1994, Quílez et al., 1987b). En el caso de suelos con yeso en los que los flujos preferenciales fueran dominantes, esta aproximación sería inadecuada. Si la presencia de yeso en el suelo es limitada e insuficiente para

saturar la solución del suelo, se deberá indicar que no existe yeso en el suelo y su efecto se

incorporará del mismo modo que el del resto de las sales solubles a través del parámetro de eficiencia de lavado k .

La masa final de sales en el suelo se calcula como el producto de esta concentración por el volumen de agua ($M_{fsw} = C_{fsw} \cdot Q_{fsw}$). Una vez descontada de M'_{psw} se obtiene la masa de sales disponible para drenaje subsuperficial y percolación profunda (M_{ppsw}) con su concentración (C_{ppsw}) que se obtiene como el cociente entre la masa de sales y su volumen de agua correspondiente ($C_{ppsw} = M_{ppsw} / (Q_{ppsw} \cdot FCU)$).

La ecuación de conservación de masa para las sales viene definida por:

$$\frac{dM_s}{dt} = \sum^l M_i - \sum^k M_o \quad [4.9]$$

donde el primer término (dM_s/dt) es el cambio en el almacenamiento de sales en el suelo durante el período estudiado, los subíndices i , o y s indican respectivamente entradas, salidas y almacenamiento en el sistema y l y k son el número de entradas y salidas de sales respectivamente.

Las entradas de sales al sistema vienen dadas por:

$$\sum^l M_i = M_{diw} + M_p + M_{rim} \quad [4.10]$$

las salidas de sales del sistema por:

$$\sum^k M_o = M_{dp} + M_{pro} + M_{iwro} + M_{sdw} + M_{rim} \quad [4.11]$$

y el cambio en la masa de sales almacenada en la zona de raíces por:

$$\frac{dM_s}{dt} = M_{fsw} - M_{isw} + M_{sd} - M_{sp} - M_{gsp} \quad [4.12]$$

Las ecuaciones matemáticas que describen el submodelo salino se presentan en la Tabla 4.3 y la descripción de los símbolos en la Tabla 4.4.

El programa fuente en lenguaje *QBasic* del modelo *CIRFLE* se presenta en el Anejo 4.

Tabla 4.3. Descripción matemática del submodelo salino del CIRFLE.*Entradas y salidas de sales*

$$(26) M_i = M_{diw} + M_p + M_{rim}$$

$$(27) M_o = M_{pro} + M_{iwro} + M_{dp} + M_{sdw} + M_{rim}$$

$$(28) M_s = M_{fsw} - M_{isw} + M_{sd} - M_{sp} - M_{gsp}$$

Aportes laterales

$$(29) M_{rim} = C_{rim} \cdot Q_{rim} \cdot FCU$$

Agua aplicada de riego

$$(30) M_{diw} = Q_{diw} \cdot C_{diw} \cdot FCU$$

$$(31) C_{iwro} = C_{diw} + C_{iwrosp}$$

$$(32) M_{iwro} = Q_{iwro} \cdot C_{iwro} \cdot FCU$$

$$(33) C_{eaiw} = C_{diw}$$

$$(34) M_{eaiw} = Q_{eaiw} \cdot C_{eaiw} \cdot FCU$$

$$(35) C_{sweaiw} = C_{diw} \cdot ETCF$$

$$(36) M_{sweaiw} = M_{eaiw}$$

Precipitación

$$(37) M_p = C_p \cdot Q_p \cdot FCU$$

$$(38) C_{pro} = C_p + C_{prosp}$$

$$(39) M_{pro} = Q_{pro} \cdot C_{pro} \cdot FCU$$

$$(40) C_{ep} = C_p$$

$$(41) M_{ep} = C_{ep} \cdot Q_{ep} \cdot FCU$$

$$(42) C_{swep} = C_{ep} \cdot ETCF$$

$$(43) M_{swep} = M_{ep}$$

Agua inicial en el suelo corregida por la solubilidad del yeso

$$(44) M_{gyp} = 2630 \cdot (Q_{sw} - Q_{et}) \cdot FCU$$

$$(45) Gypsum = A \cdot D_r \cdot \rho_b \cdot (\%G)$$

$$(46) \text{Si } M_{gyp} \leq Gypsum: EC_{gyp} = EC_{gype} = 2.2, SDT_{gyp} = 2630 \text{ (Saturación en yeso)}$$

$$(47) \text{Si } M_{gyp} > Gypsum: SDT_{gyp} = (Gypsum / Q_{psw}) / SMCF, EC_{gyp} = 0.003 \cdot (SDT_{gyp})^{0.849}$$

$$EC_{gype} = EC_{gyp} \cdot Q_{psw} / SP \cdot D_r \cdot A \cdot \rho_b \text{ ó } EC_{gype} = Q_{psw} / (2 \cdot Q_{fc})$$

$$(48) C_{se} = (EC_e - EC_{gype}) \cdot 640$$

$$(49) C_{isw} = C_{se} \cdot (SP \cdot D_r \cdot A \cdot \rho_b / Q_{isw}) \text{ ó } C_{isw} = C_{se} \cdot (2 \cdot Q_{fc} / Q_{isw})$$

$$(50) M_{isw} = C_{isw} \cdot Q_{isw} \cdot FCU$$

$$(51) C_{swisw} = C_{isw} \cdot ETCF$$

$$(52) M_{swisw} = M_{isw}$$

Tabla 4.3 (cont.). Descripción matemática del submodelo salino del CIRFLE.

Contribución del yeso y sal disuelta – sal precipitada

$$(53) M_{gsp} = \text{Gypsum} \quad \text{Si } \text{Gypsum} \leq M_{gyp}$$

$$(54) M_{gsp} = M_{gyp} \quad \text{Si } M_{gyp} > \text{Gypsum}$$

$$(55) C_{sp} - C_{sd} = -102.04 + 122.87 \cdot FL$$

$$(56) M_{sp} - M_{sd} = (C_{sp} - C_{sd}) \cdot Q_{eaiw} \cdot FCU$$

Entradas de sal a la zona de raíces

$$(57) M_{sw} = M_{eaiw} + M_{ep} + M_{isw}$$

$$(58) C_{sw} = (M_{sw} / Q_{sw}) / FCU$$

$$(59) M_{psw} = M_{sweaiw} + M_{sweep} + M_{swisw} = M_{sw}$$

$$(60) C_{psw} = (M_{psw} / Q_{psw}) / FCU = C_{sw} \cdot ETCF$$

$$(61) M'_{psw} = M_{psw} + M_{gsp} + (M_{sp} - M_{sd})$$

$$(62) C'_{psw} = (M'_{psw} / Q_{psw}) / FCU$$

Agua final en el suelo

$$(63) C_{min} = ((C_{diw} + C_{sp} - C_{sd}) \cdot Q_{eaiw} + C_p \cdot Q_{ep}) / (Q_{sweaiw} + Q_{sweep})$$

$$(64) D_l = Q_{ppsw} / A$$

$$(65) C'_{fsw} = (k / ((D_l / D_r) + k)) \cdot (C_{isw} - C_{min}) + C_{min}$$

$$(66) C_{fsw} = C'_{fsw} + SDT_{gyp}$$

$$(67) M_{fsw} = C_{fsw} \cdot Q_{fsw} \cdot FCU$$

Salidas de sal de la zona de raíces

$$(68) M_{ppsw} = M'_{psw} - M_{fsw}$$

$$(69) C_{ppsw} = (M_{ppsw} / Q_{ppsw}) / FCU$$

$$(70) C_{dp} = C_{ppsw}$$

$$(71) M_{dp} = Q_{dp} \cdot C_{dp} \cdot FCU$$

$$(72) C_{sdw} = C_{ppsw}$$

$$(73) M_{sdw} = Q_{sdw} \cdot C_{sdw} \cdot FCU$$

Masa de sal en las aguas superficiales de retorno de riego

$$(74) M_{sirf} = M_{iwro} + M_{pro} + M_{sdw} + M_{rim}$$

$$(75) C_{sirf} = (M_{sirf} / Q_{sirf}) / FCU$$

Tabla 4.4. Descripción de los símbolos utilizados en el submodelo salino del *CIRFLE*. Las variables y parámetros de entrada al modelo se presentan en negrita.

C_{diw}	Concentración del agua de riego aplicada (mg L^{-1})
C_{eaiw}	Concentración del agua efectiva de riego (mg L^{-1})
C_{ep}	Concentración de la precipitación efectiva (mg L^{-1})
C_{dp}	Concentración del agua de percolación profunda (mg L^{-1})
C_{fsw}	Concentración del agua final en el suelo (mg L^{-1})
C'_{fsw}	Concentración del agua final en el suelo sin considerar el yeso (mg L^{-1})
C_{isw}	Concentración del agua inicial en el suelo corregida por solubilidad yeso (mg L^{-1})
C_{iwro}	Concentración de la escorrentía del riego (mg L^{-1})
$C_{iвроsp}$	Sales disueltas por escorrentía riego (mg L^{-1})
C_{min}	Concentración agua del suelo en equilibrio con agua riego+precipitación (mg L^{-1})
C_p	Concentración de la precipitación (mg L^{-1})
C_{ppsw}	Concentración del agua disponible para dp y drenaje subsuperficial (mg L^{-1})
C_{pro}	Concentración de la escorrentía de la precipitación (mg L^{-1})
C_{prosp}	Sales disueltas por escorrentía de la precipitación (mg L^{-1})
C_{psw}	Concentración del agua del suelo después de ET (mg L^{-1})
C'_{psw}	Concentración del agua del suelo después de ET, M_{gsp} y $M_{sp}-M_{sd}$ (mg L^{-1})
C_{rim}	Concentración de los aportes laterales superficiales (mg L^{-1})
C_{sdw}	Concentración del agua de drenaje subsuperficial (mg L^{-1})
C_{se}	Concentración extracto saturado del suelo corregido por solubilidad yeso (mg L^{-1})
C_{sirf}	Concentración de las aguas de retorno de riego (mg L^{-1})
$C_{sp}-C_{sd}$	Sal disuelta - Sal precipitada (mg L^{-1})
C_{sw}	Concentración del agua del suelo antes de ET (mg L^{-1})
C_{sweaiw}	Concentración del agua efectiva de riego después de ET (mg L^{-1})
C_{swep}	Concentración del agua efectiva de precipitación después de ET (mg L^{-1})
C_{swisw}	Concentración del agua inicial en el suelo después de ET (mg L^{-1})
$C_{wirosso}$	Concentración de sales disueltas por la escorrentía del riego (mg L^{-1})
EC_e	Conductividad eléctrica inicial del extracto saturado del suelo (dS m^{-1})
EC_{gyp}	Conductividad eléctrica del agua inicial del suelo debida al yeso (dS m^{-1})
EC_{gype}	Conductividad eléctrica del yeso en extracto saturado (dS m^{-1})
$ETCF$	Factor de concentración debido a la evapotranspiración
FCU	Factor de conversión de unidades = 10^{-2}
Gypsum	Masa de yeso en el suelo (t)
M_{diw}	Masa de sales en el agua aplicada de riego (t)
M_{dp}	Masa de sales en el agua de percolación profunda (t)
M_{eaiw}	Masa de sale en el agua efectiva de riego (t)
M_{ep}	Masa de sales en el agua efectiva de precipitación (t)

Tabla 4.4 (cont.). Descripción de los símbolos utilizados en el submodelo salino del *CIRFLE*. Las variables y parámetros de entrada al modelo se presentan en negrita.

M_{fsw}	Masa de sales en el agua final almacenada en el suelo (t)
M_{gsp}	Masa de yeso disuelta realmente en el agua del suelo (t)
M_{gvp}	Masa de yeso potencialmente soluble en el agua del suelo (t)
M_i	Entradas de sales (t)
M_{isw}	Masa de sales descontado el yeso en el agua inicial en el suelo (t)
M_{iwo}	Masa de sales en el agua de escorrentía de riego (t)
M_o	Salidas de sales (t)
M_p	Masa de sales en la precipitación (t)
M_{ppsw}	Masa de sales disponible para percolación profunda y drenaje subsuperficial (t)
M_{pro}	Masa de sales en la escorrentía de precipitación (t)
M_{psw}	Masa de sales en el agua del suelo después de ET (t)
M'_{psw}	Masa de sales en el agua del suelo después de ET, M_{gsp} y $M_{sp}-M_{sd}$ (t)
M_{rim}	Masa de sales en los aportes laterales superficiales (t)
M_{sdw}	Masa de sales en el agua de drenaje subsuperficial (t)
M_{sirf}	Masa de sales en las aguas superficiales de retorno de riego (t)
$M_{sp}-M_{sd}$	Sal disuelta - Sal precipitada (t)
M_{sw}	Masa de sales en el agua en el suelo antes de ET (t)
M_{sweaiw}	Masa de sales en el agua efectiva de riego después de EI (t)
M_{swep}	Masa de sales en el agua efectiva de precipitación después de ET (t)
M_{swisw}	Masa de sales distintas del yeso en el agua inicial en el suelo después de ET (t)
SDT_{gvp}	Concentración del agua inicial en el suelo debida al yeso ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
ρ_b	Densidad aparente del suelo (g cm^{-3})
$\%G$	Porcentaje de yeso en el suelo ($\text{g yeso} / \text{g suelo}$) $\cdot 100$

4.4. VALIDACIÓN DEL *CIRFLE* EN EL POLÍGONO DE RIEGO DE BARDENAS I.

4.4.1. Material y Métodos

La validación del modelo *CIRFLE* se ha realizado en los sectores del polígono de riego de Bardenas I que drenan hacia la cuenca de los ríos Riguel y Arba (Figura 4.3) abarcando una superficie de 46500 ha de las que 28504 ha estaban en regadío durante el período octubre 1991 a septiembre 1992.

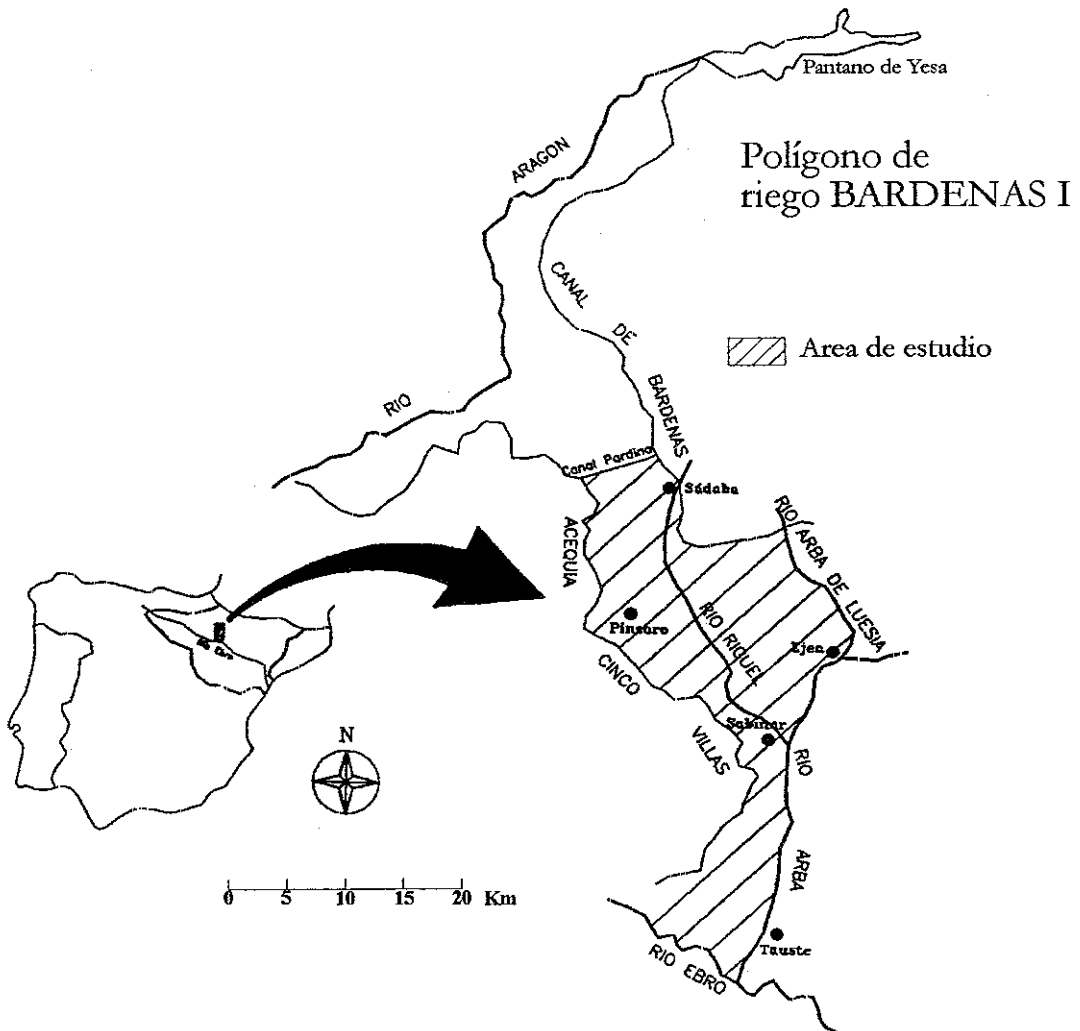


Figura 4.3. Validación del modelo *CIRFLE* en Bardenas I. Localización del polígono de riego de Bardenas I y de la superficie cubierta por el área de estudio.

4.4.1.1. Entradas al modelo

El modelo requiere veintitrés parámetros y/o variables de entrada (Tabla 4.5). La estimación o medida de cada una de ellas se describe sucintamente a continuación. Una descripción más detallada puede encontrarse en Basso (1994).

Agua de riego

- El volumen aplicado de agua de riego se estimó utilizando los datos de la Confederación Hidrográfica del Ebro de dotaciones de agua desglosadas por sectores y comunidades de regantes. En total durante el año hidrológico 1991/92 se aplicaron 317.56 Hm³ de agua

(equivalente a 1114 mm).

- La *CE* del agua de riego aplicada se midió quincenalmente en muestras de agua tomadas en el Canal de Bardenas, que es el canal de abastecimiento de esta zona regable. En parte de estas muestras se midieron además los iones mayoritarios obteniéndose indirectamente el *SDT* como la suma de aniones más cationes menos la mitad del bicarbonato (Aragüés y Millán, 1986). La ecuación de regresión entre los valores medidos de *CE* y los estimados de *SDT*:

$$SDT(mg \cdot L^{-1}) = 45.78 + 407.69 \cdot CE (dS \cdot m^{-1}), n=18, r^2 = 0.18 \quad [4.13]$$

se utilizó para convertir los valores de *CE* a *SDT*. El valor medio de la *CE* del agua de riego fue de 0.33 dS m^{-1} , y el valor medio estimado del *SDT* fue de 197.4 mg L^{-1} .

- Se observaron en la zona pérdidas superficiales de agua en las colas de las acequias y por escorrentías de parcelas que drenan directamente a los desagües. De estas observaciones y de datos bibliográficos (Kaddah y Rhoades, 1976) se estimó una eficiencia de aplicación del riego de 0.65 (es decir, el 35 % del volumen aplicado de agua de riego vierte directamente a la red de desagües). La concentración de sales disueltas por escorrentía de riego es un parámetro sin mucho efecto sobre las salidas del modelo y de trabajos anteriores (Quílez, 1985) se tomó un valor de 20 mg L^{-1} .

Precipitación

- El volumen de precipitación se estimó utilizando los datos recopilados por el Instituto Nacional de Meteorología en las estaciones de Ejea de los Caballeros "Comarcal" (321B), Sádaba (330), El Bayo (331F), Santa Anastasia (333), Sancho Abarca "DGA" (335K) y Tauste (336A). La pluviometría media de estas seis estaciones durante el año hidrológico 1991/92 fue de 386.9 mm.
- El valor medio de la concentración de la precipitación se tomó de las medidas realizadas en el polígono de riego de La Violada (Quílez, 1985); este valor fue de 51 mg L^{-1} .
- Los valores de los coeficientes de escorrentía de la precipitación y evaporación de la precipitación se tomaron de referencias bibliográficas obtenidas en áreas similares (Quílez, 1985).
- La concentración de sales disueltas por la escorrentía de la precipitación se tomó de trabajos anteriores (Quílez, 1985) como 40 mg L^{-1} .

Evapotranspiración

- Para el cálculo de la evapotranspiración en el regadío se utilizó el método Blaney-Criddle propuesto por FAO (Doorenbos y Pruitt, 1977; Allen y Pruitt, 1991). La evapotranspiración de referencia (ET_o) se estimó mediante la ecuación:

$$ET_o = \left(a + b \cdot p (0.46Tm + 8.13) \left(1 + \frac{Elv}{10000} \right) \right) \cdot 0.88 \quad [4.14]$$

donde a y b son coeficientes de calibración climática que dependen de la humedad relativa mínima y el cociente entre las horas reales de sol y las posibles (Allen y Pruitt, 1991), p es el porcentaje diario de horas diurnas anuales (Doorenbos y Pruitt, 1977, Cuenca, 1989), Tm es la media mensual de la temperatura media diaria en °C y Elv es la elevación (m) sobre el nivel del mar de la estación climática. El parámetro multiplicativo de 0.88 es el factor de corrección obtenido para el método de Blaney-Criddle utilizando como referencia los datos mensuales de ET_o medidos en el lisímetro de compensación instalado en la finca experimental del Servicio de Investigación Agroalimentaria de Zaragoza (Faci et al. 1994).

La evapotranspiración de cada uno de los cultivos (ET_c) se estimó como:

$$ET_c = ET_o \cdot k_c \quad [4.15]$$

donde k_c es el coeficiente de cultivo. Los valores de k_c se obtuvieron de la información agronómica de los cultivos de la comarca de Ejea teniendo en cuenta las fechas de siembra, de alcance de un 10% y un 70% de suelo sombreado y comienzo de maduración y recolección recogidos de la Comarca Cinco Villas Sur (Martínez-Cob et al., 1997)

Se utilizaron los datos facilitados por el Instituto Nacional de Meteorología en las estaciones de Castiliscar "DGA" (245A), Biota "DGA" (317A), Ejea de los Caballeros "Comarcal" (321B), Luna "DGA" (324B), Sádaba (330), El Bayo (331F), Santa Anastasia (333) y Sancho Abarca "DGA" (335K). Los valores de ET_o medios de cada mes para la zona se obtuvieron como la media de los valores de ET_o obtenidos en cada una de las estaciones anteriores. Para cada uno de los cultivos de la zona se estimó la ET_c media mensual y los valores obtenidos se sumaron para obtener el valor de la ET_c anual. Los cultivos considerados fueron cebada de ciclo largo, cebada de ciclo corto, trigo, maíz, girasol, arroz, alfalfa, tomate y pimiento. Además se consideró la ET del suelo desnudo.

- La estimación de la superficie ocupada por cada uno de los cultivos se realizó utilizando los datos de Herrero (1992) obtenidos en los términos municipales de Ejea de los Caballeros y

Tauste mediante un estimador por regresión con datos de imágenes del satélite Landsat-TM (escena 200/31, del 30 de mayo y 15 de agosto de 1991). Combinando los datos de ET_c de los distintos cultivos y la superficie ocupada por cada uno de ellos se estimó que la evapotranspiración anual del regadío fue de 246 Hm^3 (equivalente a 864 mm) para el año hidrológico 1991/92.

- La evapotranspiración del secano se estimó mediante un balance mensual del agua en el suelo. Durante el año hidrológico 1991/92 ascendió a 334.4 mm.

Aportes laterales

- Los aportes laterales provenientes de posibles escorrentías de la precipitación caída en el secano que rodea a la zona de estudio son pequeños en volumen, por lo que en la aplicación del modelo se han asumido nulos.

Percolación profunda

- En la zona existe una capa más o menos impermeable de margas y arcillas en profundidad que en principio impide o limita sustancialmente la percolación profunda. La percolación por debajo de esta capa impermeable, debido a lo difícil de su estimación, se ha considerado por lo tanto nula. Dado que el regadío de Bardenas I es muy antiguo se puede asumir que esta capa freática se encuentra en situación estacionaria por lo que su contribución tanto al volumen como a la salinidad de los retornos es nula. Las contribuciones que a través de esta capa freática drenan hacia los desagües se incluyen dentro del drenaje subsuperficial.

Parámetros relacionados con los suelos

- El contenido de agua inicial y final en el suelo se asumió igual al 80% de la capacidad de campo. La capacidad de campo se estimó aproximadamente a partir de los datos de textura de los suelos como 0.35 m agua/m suelo.
- El valor del porcentaje de saturación del suelo se ha tomado como la media del porcentaje de saturación de los 73 puntos muestreados para la calibración del sensor electromagnético (Revuelta, 1994). Este valor es de 50.2%. Teniendo en cuenta la textura de los suelos de la zona se ha estimado un valor medio de la densidad aparente de 1.4 g cm^{-3} .
- Las variables relacionadas con la salinidad de los suelos, como son la conductividad eléctrica del extracto saturado inicial del suelo (CE_e), el porcentaje de yeso en la zona de raíces y el coeficiente de lavado de sales, dada la importancia que tienen sobre las salidas del modelo, se presentan con mayor detalle en el siguiente apartado.

4.4.1.1.1. Delimitación de áreas homogéneas de salinidad.

El modelo *CIRFLE* exige que su aplicación se efectúe sobre zonas homogéneas de salinidad del suelo ya que trabaja con medias espaciales. Para delimitar estas zonas homogéneas se confeccionó mediante técnicas geoestadísticas un mapa de isóneas de la CE_e media de los suelos integrada hasta una profundidad de 0.9 m (Figura 4.4) a partir de las lecturas de CE aparente del suelo (CE_a) medidas con el sensor electromagnético EM38 en sus posiciones horizontal (EM_H) y vertical (EM_V) sobre una malla de 3 Km x 3 Km de lado (Basso, 1994). Para la conversión de las lecturas de EM_H y EM_V a CE_e se utilizaron las ecuaciones de calibración de tipo potencial que Revuelta (1994) obtuvo separadamente para perfiles invertidos y no invertidos de salinidad en la zona estudiada.

Sobre este mapa de isóneas se planimetraron las superficies existentes en los intervalos de salinidad correspondientes a valores de CE_e de 0-2 dS·m⁻¹ (suelos no salinos: 23560 ha), 2-4 dS·m⁻¹ (suelos ligeramente salinos: 19389 ha), 4-8 dS·m⁻¹ (suelos moderadamente salinos: 3284 ha) y >8 dS·m⁻¹ (suelos muy salinos: 268 ha). De este total de 46500 ha planimetradas 28504 se encuentran en regadío y por diferencia se asignó una superficie total al secano de 17996 ha. La asignación de la superficie en regadío y en secano dentro de cada nivel de salinidad se determinó proporcionalmente a las superficies totales de regadío y secano (Tabla 4.5).

Los suelos no salinos y ligeramente salinos se encuentran en las zonas altas (sasos), mientras que los suelos moderadamente y muy salinos se concentran en las zonas más deprimidas (en particular en Valareña-Sabinar, en la parte central del polígono, y en la zona sur del polígono). Los mapas de isóneas de CE_e son en general coincidentes con las características definidas en el mapa litogeomorfológico de la zona (Basso, 1994).

Según los datos de Basso (1994) en los suelos no salinos y ligeramente salinos no hay yesos, mientras que en los suelos de mayor salinidad ($CE_e > 4$ dS·m⁻¹) el porcentaje medio de yeso en los perfiles analizados fue del 3 %.

El valor del coeficiente de lavado k depende, como se vio en el capítulo anterior, de la salinidad y permeabilidad del suelo. Cuanto más salino y/o más permeable es un suelo la eficiencia del lavado es mayor (k menor). Teniendo en cuenta los resultados del lavado de la triple línea de aspersión descritos en el capítulo anterior, donde se obtuvieron valores de k en el rango 0.3-0.4, y teniendo en cuenta las características de los suelos de Bardenas, en particular

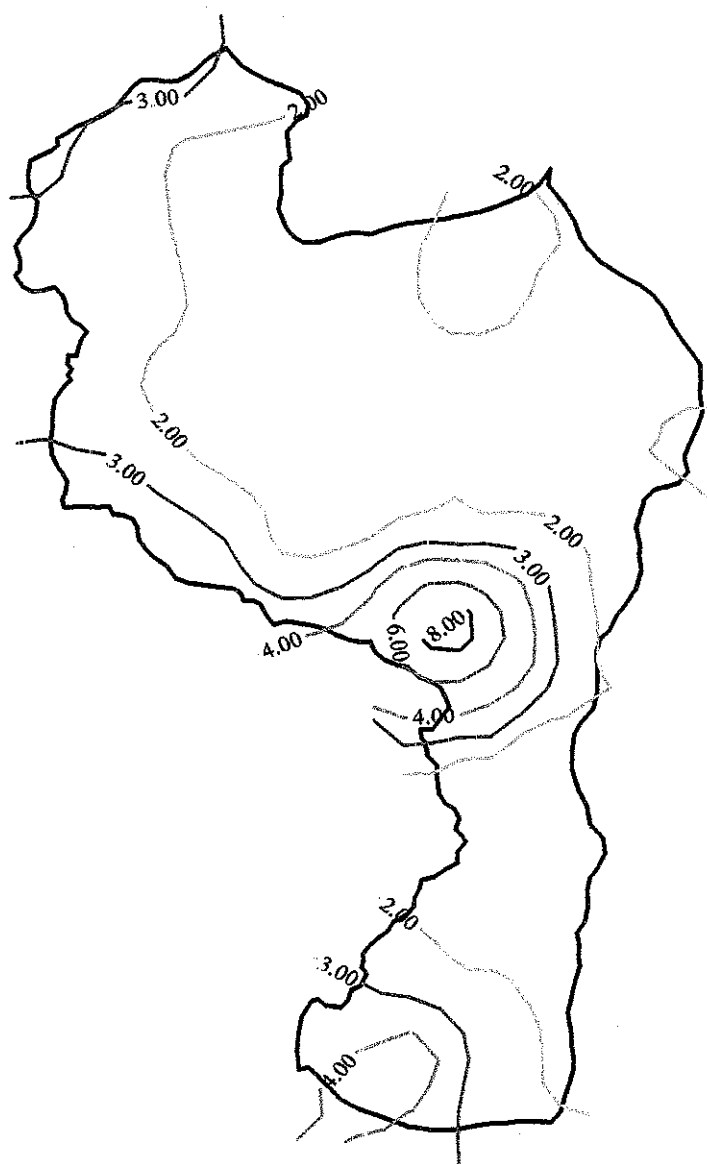


Figura 4.4. Validación del *CIRFLE* en Bardenas I Mapa de isólinas de CE_e en los suelos de Bardenas I obtenido a partir de las lecturas realizadas con el sensor electromagnético EM-38 sobre una malla de 3x3 Km utilizando técnicas geoestadísticas

su textura y salinidad (Basso,1994) se han seleccionado valores del parámetro k de 0.3 para los suelos muy salinos, 0.4 para los salinos, 0.6 para los de salinidad ligera a moderada y 0.8 para los no salinos.

En la extrapolación de estos valores se ha tenido además en cuenta que en el modelo este coeficiente sólo se aplica al lavado de las sales solubles y no al yeso en los casos en que este se encuentra presente en el suelo.

El modelo se aplicó de forma individual y separadamente para el regadío y para el secano a cada una de las áreas homogéneas de salinidad; en su caso, los valores medidos y/o estimados de los parámetros de entrada se dividieron proporcionalmente a la superficie ocupada por cada una de estas áreas (Tabla 4.5).

Tabla 4.5. Validación del modelo *CIRFLE* en Bardenas I Variables y parámetros de entrada al modelo *CIRFLE* en Bardenas I durante el año hidrológico 1991/92 para el regadío

Variables / Parámetros de entrada	REGADÍO			
	CE_e (dS·m ⁻¹)			
	0-2	2-4	4-8	>8
Superficie (ha)	14442	11885	2013	164
Agua de riego aplicada (ha-m)	16089	13241	2243	183
Eficiencia de aplicación del riego	0.6	0.6	0.6	0.6
<i>SDT</i> agua de riego (mg·L ⁻¹)	197.4	197.4	197.4	197.4
Sales disueltas por escorrentía de riego (mg·L ⁻¹)	20.0	20.0	20.0	20.0
Precipitación (ha-m)	5589	4600	779	64
<i>SDT</i> precipitación (mg·L ⁻¹)	51.0	51.0	51.0	51.0
Coefficiente de escorrentía de la precipitación	0.0	0.0	0.0	0.0
Coefficiente de evaporación de la precipitación	0.0	0.0	0.0	0.0
Coefficiente de precipitación efectiva	0.9	0.9	0.9	0.9
Sales disueltas escorrentía de precipitación (mg·L ⁻¹)	40.0	40.0	40.0	40.0
Evapotranspiración de los cultivos (ha-m)	12476	10268	1739	142
Profundidad media de las raíces (m)	0.7	0.7	0.7	0.7
Entrada de aguas laterales (ha-m)	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>SDT</i> aguas laterales (mg·L ⁻¹)	0.0	0.0	0.0	0.0
Coefficiente de percolación profunda	0.0	0.0	0.0	0.0
Agua inicial en el suelo (ha-m)	2917	2401	407	33
Agua final en el suelo (ha-m)	2917	2401	407	33
Porcentaje de saturación medio (% en peso)	50.2	50.2	50.2	50.2
Densidad aparente (g·cm ⁻³)	1.4	1.4	1.4	1.4
Conductividad eléctrica extracto saturado (dS·m ⁻¹)	1	3	6	8
Yeso en la zona de raíces (% en peso)	0	0	3	3
Coefficiente <i>k</i> de lavado de sales	0.8	0.6	0.4	0.3

Tabla 4.5 (cont.). Validación del modelo *CIRFLE* en Bardenas I. Variables y parámetros de entrada al modelo *CIRFLE* en Bardenas I durante el año hidrológico 1991/92 para el secano.

Variables / Parámetros de entrada	S E C A N O			
	CE_e (dS·m ⁻¹)			
	0-2	2-4	4-8	>8
Superficie (ha)	9118	7504	1271	104
Precipitación (ha-m)	3529	2904	492	40
<i>SDT</i> precipitación (mg·L ⁻¹)	51.0	51.0	51.0	51.0
Coefficiente de escorrentía de la precipitación	0.01	0.01	0.01	0.01
Coefficiente de evaporación de la precipitación	0.04	0.04	0.04	0.04
Coefficiente de precipitación efectiva	0.95	0.95	0.95	0.95
Sales disueltas escorrentía de precipitación (mg·L ⁻¹)	40.0	40.0	40.0	40.0
Evapotranspiración de los cultivos (ha-m)	3045	2506	425	35
Profundidad media de las raíces (m)	0.72	0.72	0.72	0.72
Entrada de aguas laterales (ha-m)	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>SDT</i> aguas laterales (mg·L ⁻¹)	0.0	0.0	0.0	0.0
Coefficiente de percolación profunda	0.0	0.0	0.0	0.0
Agua inicial en el suelo (ha-m)	1842	1516	257	21
Agua final en el suelo (ha-m)	1842	1516	257	21
Porcentaje de saturación medio (% en peso)	50.2	50.2	50.2	50.2
Densidad aparente (g·cm ⁻³)	1.4	1.4	1.4	1.4
Conductividad eléctrica extracto saturado (dS·m ⁻¹)	1	3	6	8
Yeso en la zona de raíces (% en peso)	0	0	3	3
Coefficiente <i>k</i> de lavado de sales	0.8	0.6	0.4	0.3

4.4.1.2. Salidas del modelo

Sobre la red de drenaje de la zona se seleccionaron catorce puntos de control localizados en los tramos finales de los principales desagües del polígono (Figura 4.5). Se utilizaron en lo posible los puntos donde la Confederación Hidrográfica del Ebro había instalado secciones de control cementadas con escalas en las que se podía medir la altura de agua. En aquellos colectores donde no había escalas se aprovecharon secciones cementadas con formas regulares localizadas generalmente debajo de los puentes que los cruzan.

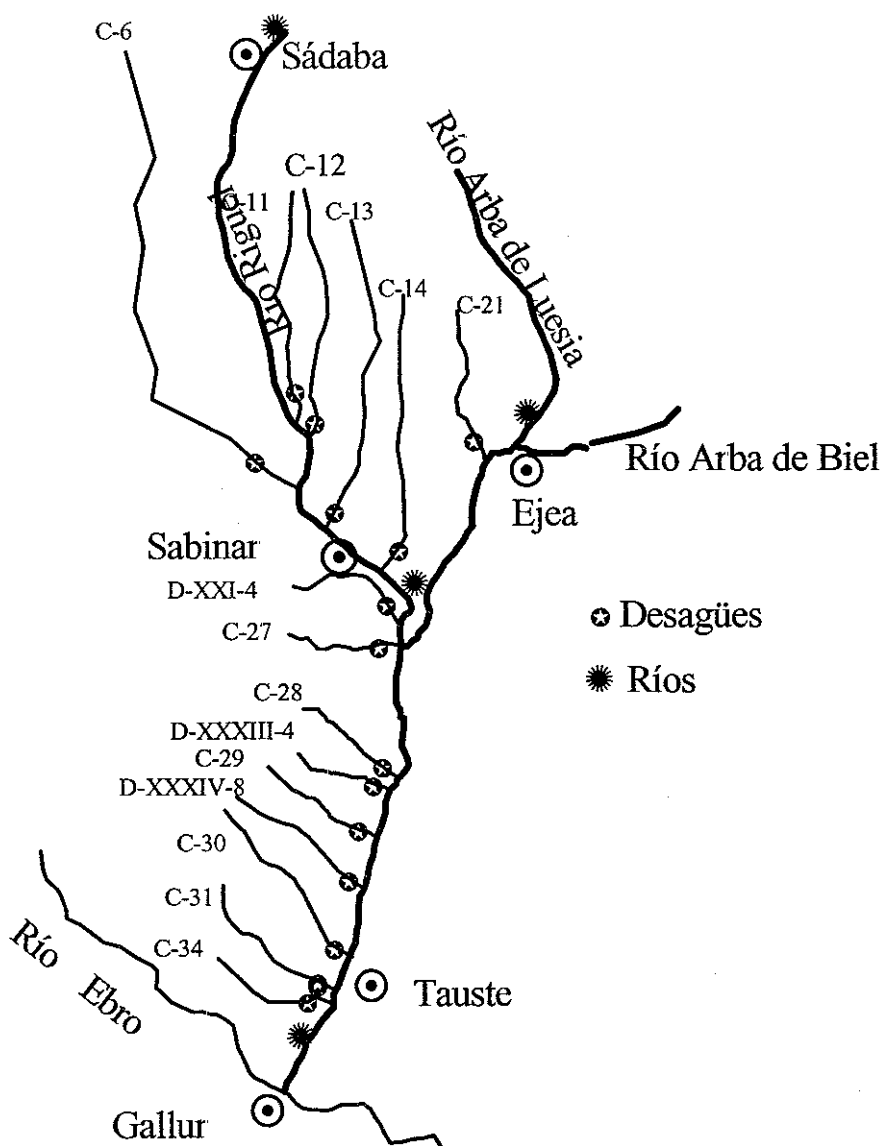


Figura 4.5. Validación del modelo *CIRFLE* en Bardenas I. Localización de los puntos de muestreo en los ríos y desagües del polígono de riego de Bardenas I.

Además se controlaron los puntos de entrada y salida del polígono de los ríos Riguel y Arba (Figura 4.5) para comprobar, por diferencia entre ellos, el balance de agua y sales realizado en los desagües. El seguimiento se inició en febrero de 1990 y finalizó en marzo de 1993 (Basso, 1994). Los datos que se utilizan para la validación del modelo corresponden al año hidrológico 1991/92.

En los puntos de control instalados en los desagües se midió quincenalmente la altura de

agua y se tomaron muestras de agua para el análisis en laboratorio de la *CE* y los iones mayoritarios. Periódicamente se aforaron los caudales mediante un minimolinete y se establecieron para cada punto las curvas de gasto (relación caudal-altura de agua) para transformar los datos de altura de escala a caudal. Los valores medidos de *CE* se transformaron a *SDT* utilizando la ecuación de regresión obtenida entre estas dos variables en cada uno de los desagües. La masa de sales instantánea se obtuvo como el producto del caudal por el *SDT*. La masa de sales y el caudal de agua instantáneos se integraron a lo largo del año para obtener el aporte anual de agua y sales en cada uno de los puntos de control de los desagües. El valor medio anual del *SDT* en cada uno de los desagües se obtuvo como el cociente entre la masa de sales y el volumen de agua. Una descripción detallada de esta metodología junto con los datos recogidos puede encontrarse en Basso (1994).

En la Tabla 4.6 se presenta el volumen (Q , Hm^3), la concentración salina media anual

Tabla 4.6. Validación del modelo CIRFLE en Bardenas I. Volumen de agua (Q), concentración salina (SDT) y masa de sales (M) en los puntos de control de los desagües para el año hidrológico 1991/92.

	Q (Hm^3)	SDT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	M (toneladas)
C-11	12.61	425	5355
C-12	9.58	412	3946
C-13	7.53	358	2696
C-14	2.42	452	1095
C-21	10.02	291	2912
C-6	46.41	754	3502
D-XXI-4	7.58	590	4476
C-27	2.71	2089	5661
C-28	1.79	1227	2197
C-29	1.33	2414	3211
D-XXXIV-8	2.52	1648	4153
C-30	4.25	2400	10199
C-31	11.57	1297	15012
C-34 [†]	4.48	545	2443
TOTAL	124.80	788	98371

[†]Datos desde abril 92.

ponderada por el caudal (SDT , $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) y la masa de sales (M , toneladas) deducidos en cada uno de los puntos de control de los desagües del polígono.

Para analizar la fiabilidad de los datos obtenidos en los desagües, Basso (1994) realizó un balance del volumen de agua y la masa de sales en los ríos que drenan el polígono para el período comprendido entre el 14 de julio de 1992 y el 28 de febrero de 1993 utilizando el caudal medio diario proporcionado por los limnógrafos instalados en las estaciones de aforo localizadas en los ríos Riguel en Sádaba y Sabinar, Arba de Luesia en Ejea y Arba en Tauste y los valores de CE medidos periódicamente en esos mismos puntos. Durante el período considerado el 66.6 % del volumen de agua y el 77.8 % de la masa de sales vertidos al río Riguel entre Sádaba y Sabinar provienen de los desagües controlados. Los aportes no controlados tienen una salinidad media de $437 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y provienen de vertidos de desagües secundarios no controlados, drenaje subsuperficial directo hacia el río y, fundamentalmente (debido a su baja salinidad), aguas de cola de las acequias que vierten directamente al Riguel. En el río Arba el 87% del volumen de agua y el 53% de la masa de sales vertidos entre Ejea de los Caballeros y Tauste provienen de los desagües controlados. Las diferencias encontradas son debidas en una pequeña parte a los aportes no medidos provenientes del río Arba de Biel pero fundamentalmente debido a su alta salinidad, estimada en $3540 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, a las aportes de la margen izquierda del río Arba desde Ejea hasta Tauste. Dado que en este tramo analizado del río Arba existen muchos vertidos no controlados distintos de los retornos del riego, mientras que el tramo analizado del río Riguel los vertidos son fundamentalmente del regadío, se van a utilizar como una aproximación los resultados obtenidos en el río Riguel para corregir el volumen de agua y la masa de sales de los retornos de riego de la zona.

4.4.2. Resultados de la aplicación del modelo en Bardenas

Los valores del volumen de agua, masa de sales y concentración salina de los retornos del riego resultado de la aplicación del modelo en Bardenas I durante el año hidrológico 1991/92, tanto para el regadío como para el secano, para áreas con distintos niveles de salinidad, se presentan en la Tabla 4.7. En la última fila de esta tabla se presenta la concentración media de los retornos para la suma del regadío y el secano para los distintos niveles de salinidad considerados.

Para comprobar los valores de concentración salina de las aguas de retorno estimados por el modelo para las áreas con distintos niveles de salinidad se utilizaron los valores medios anuales de las concentraciones salinas de los desagües que drenan suelos con niveles de salinidad semejantes. Para los suelos no salinos se utilizaron como referencia los desagües que drenan las zonas de saso cuya CE_e es menor de 2 dS m^{-1} (desagües *C-11*, *C-12*, *C-13*, *C-14* y *C-21*). La concentración salina media anual de estos desagües durante el año 1991/92 se situó entre 291 y $452 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, que incluye al valor de $446 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ estimado por el modelo para la concentración salina de los retornos de riego suma de regadío y secano para el nivel de salinidad menor de 2 dS m^{-1} .

Para los suelos moderadamente salinos no pudo identificarse un desagüe que drenara suelos de esas características, por lo que se ha utilizado como referencia el desagüe *C-6* que recoge aguas de drenaje tanto de zonas no salinas como de ligera a moderadamente salinas. La concentración salina media anual en este desagüe es de $755 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, que se sitúa en una posición intermedia entre las concentraciones de 446 y $866 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ estimadas por el modelo para las zonas de salinidad $<2 \text{ dS m}^{-1}$ y de 2 a 4 dS m^{-1} respectivamente (Tabla 4.7). Para los suelos salinos se utilizó como referencia el desagüe *C-27* que drena una zona de suelos en su mayoría salinos o muy salinos. La salinidad media de este desagüe durante el año 1991/92 fue de $2089 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Tabla 4.7. Validación del modelo *CIRFLE* en Bardenas I. Volumen (Q), masa de sales (M) y concentración salina (C) estimados por el modelo durante el año hidrológico 1991/92 en suelos con distintos niveles de salinidad (CE_e). En la última fila se presenta para los distintos niveles de salinidad, la concentración media (C_m) para el total de regadío y secano.

Variables	CE_e ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$)								Total
	0-2		2-4		4-8		>8		
	R [†]	S [‡]	R	S	R	S	R	S	
Q (ha·m)	8987	365	7396	300	1253	51	102	4	19216
M (t)	38415	3191	60020	6453	26248	2898	2819	361	146140
C ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	428	931	811	2266	2096	6033	2762	9220	760
C_m ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	446		866		2241		3001		

[†]R-Regadío, [‡]S-Secano

cifra comparable a los 2241 mg·L⁻¹ estimados por el modelo para la concentración de las aguas de retorno de las zonas salinas. Este análisis comparativo, a pesar de no ser riguroso, permite concluir que el modelo es capaz de estimar razonablemente bien las concentraciones salinas de áreas afectadas por distintos niveles de salinidad con los valores utilizados del parámetro *k*, que serán extrapolados en la aplicación del *CIRFLE* en Monegros II.

La diferencia entre los valores medidos en los desagües controlados y los estimados por el *CIRFLE* para los retornos de riego de todo Bardenas I es del 48% para el volumen de agua, 43% para la masa de sales y -3.4% para la concentración salina (Tabla 4.8). Este resultado indica que la concentración salina está bien estimada, en tanto que el volumen de agua y la masa de sales están sobre-estimados por el modelo. El resultado es en principio lógico, ya que se indicó anteriormente que en el balance de masas realizado sobre el río Riguel se determinó que únicamente llegaba al mismo el 66.6% del volumen de agua y el 77.8% de la masa de sales presentes en los flujos de retorno.

Los valores corregidos de *Q* y *M*, obtenidos dividiendo los valores medidos en los desagües por estos porcentajes, junto con el valor correspondiente de *C*, se reflejan en la Tabla 4.8 bajo la columna "Corregido Balance Riguel". En base a estas cifras, el modelo infraestimaría *Q* en un 1.8% y sobreestimaría la masa de sales en un 11% y la concentración salina en un 13%. En definitiva, puede concluirse que el modelo estima de forma razonable los retornos de Bardenas I, con unos errores máximos inferiores a ±2% para el volumen de agua, ±11% para la masa de sales y ±13% para la concentración salina.

Tabla 4.8. Validación del modelo *CIRFLE* en Bardenas I. Volumen (*Q*), masa de sales (*M*) y concentración salina (*C*) estimados por el modelo, medidos en los desagües controlados y corregidos teniendo en cuenta el balance de agua y sales realizado sobre el río Riguel. Se presenta asimismo la diferencia porcentual entre los valores estimados y medidos.

Variables	Estimado <i>CIRFLE</i>	Medido Desagües	Δ (%)	Corregido o Balance Riguel	Δ (%)
<i>Q</i> (ha·m)	18418	12480	+47.6	18749	-1.8
<i>M</i> (t)	140407	98371	+42.7	126519	+11.0
<i>C</i> (mg·L ⁻¹)	762	789	-3.4	676	+13.0

4.5. EVALUACIÓN DEL MODELO *CIRFLE*

4.5.1. Metodología.

Se ha realizado un análisis de sensibilidad del modelo para evaluar el efecto que las variaciones de los distintos parámetros y/o variables de entrada tienen sobre las estimaciones dadas por el modelo para las distintas salidas del sistema. El análisis se ha realizado considerando una superficie de una hectárea. El intervalo de valores seleccionados se corresponde con el que se utilizará posteriormente en las aplicaciones del modelo a Monegros II. Se han seleccionado para este análisis las variables y parámetros de entrada que, de trabajos anteriores (Quílez, 1985), se sabe que tienen una mayor influencia sobre las salidas del modelo. Así se ha analizado el efecto que las variaciones en (a) el volumen de agua de riego, (b) la eficiencia de aplicación del riego (c) el valor del parámetro k , (d) la salinidad inicial del suelo (CE_e) y (e) la presencia (Y) o ausencia de yeso (NY) tienen sobre la concentración y masa de sales del agua final almacenada en el suelo, del agua de drenaje subsuperficial y de los retornos de riego.

Además se ha utilizado el modelo para evaluar el efecto que la concentración salina del agua de riego, a través del establecimiento de unas necesidades de lavado relacionadas con la resistencia de los distintos cultivos a la salinidad, tiene sobre el volumen, masa de sales y concentración salina de los retornos del riego.

4.5.1.1. Análisis de sensibilidad

Se han considerado tres valores distintos del volumen aplicado de riego que han sido de 8000, 9000 y 10000 m³/ha. Estos valores representan un valor optimizado del volumen de agua de riego para la zona con eficiencias de riego alta ($Q_{div}=8000$ m³·ha⁻¹) y los valores de volúmenes de agua de riego, extrapolados de otros proyectos de riego, considerados como más probables en la zona ($Q_{div}=9000$ y 10000 m³·ha⁻¹). En la simulación se han mantenido constantes los valores unitarios de las variables o parámetros de entrada que se presentan en la Tabla 4.9 y que se justifican a continuación

(1) Se ha considerado una eficiencia de aplicación del riego en parcela de 0.95 debido a que en Monegros II el riego predominante será la aspersión.

(2) Se ha utilizado un valor medio de precipitación en la zona de Monegros II de 388.3 mm

anuales, que es el valor medio histórico de 31 años obtenido en la estación de Bujaraloz (Faci y Martínez-Cob, 1991). Los coeficientes de escorrentía y evaporación de la precipitación son similares a los utilizados en los polígonos de riego de La Violada (Quílez et al., 1987b) y en la validación del modelo en Bardenas I. La concentración de la precipitación se ha tomado como 80 mg L^{-1} , extrapolado de concentraciones medidas en otras zonas de regadío de la Cuenca del Ebro. Este valor debe considerarse como medio para la zona de estudio, ya que los fuertes vientos y la erosión eólica en algunas áreas puede incrementar puntualmente el mismo de forma apreciable. Así, Berga (1993) midió durante el año hidrológico 1989-1990 la *CE* de las aguas de precipitación recogidas en pluviómetros instalados en distintas zonas endorréicas y salinas presentes al sur de Bujaraloz, obteniendo, para un conjunto de 57 medidas, un valor medio de 0.3 dS m^{-1} (equivalente a unos 200 mg L^{-1}) y un $C.V. = 39 \%$.

(3) La profundidad media de la zona de raíces de los cultivos se ha tomado de la estimada para el polígono de riego de La Violada (Quílez et al., 1987b), ya que al ser zonas semejantes se puede asumir que la distribución de cultivos será también semejante. La *ET₀* se ha tomado igual a 1.25 m, valor medio histórico obtenido por Faci y Martínez-Cob (1991) para la estación de Bujaraloz (Zaragoza); no se han utilizado datos de otras estaciones ya que la zona es muy homogénea con respecto a esta variable (Berga, 1993). Se ha utilizado un coeficiente de evapotranspiración medio de 0.62 que fue el obtenido para la zona de La Violada (Quílez et al., 1987b), asumiendo así que la distribución de cultivos en el nuevo regadío de Monegros II será semejante a la de los regadíos ya consolidados como es el caso del polígono de La Violada. Esto da un valor de la evapotranspiración de los cultivos de 0.78 m.

(4) El valor de la concentración salina del agua de riego se ha obtenido como la media de los valores de *CE* de la estación 421 "Canal de Monegros en Almudévar" de la red *COCA* del MOPU de los años 1993 a 1995. El valor medio obtenido de *CE*, 0.362 dS m^{-1} , se ha convertido a *SDT* utilizando la ecuación $SDT (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}) = 617.3 \cdot CE (\text{dS} \cdot \text{m}^{-1})$, obteniéndose un valor medio de 224 mg L^{-1} . La concentración de las sales disueltas por escorrentía de riego y precipitación se ha equiparado a las estimadas para el polígono de riego de La Violada, 20 y 40 mg L^{-1} respectivamente (Quílez et al., 1987b).

(5) El porcentaje de saturación medio de los suelos, 50.1 %, se ha obtenido a partir de los valores medidos de las muestras tomadas por el IRYDA en el Sector III. La densidad

Tabla 4.9. Análisis de sensibilidad. Parámetros y variables de entrada al modelo utilizados en la evaluación del sistema y en la aplicación del modelo CIRFLE en Monegros II. Los valores están referidos a una superficie de 1 ha.

Variables de entrada	Suelos sin yeso				Suelos con yeso		
	0-2	2-4	4-8	>8	2-4	4-8	>8
Eficiencia de aplicación del riego	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95
Precipitación (m)	0.39	0.39	0.39	0.39	0.39	0.39	0.39
Coefficiente escorrentía precipitación	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Coefficiente evaporación precipitación	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
Coefficiente precipitación efectiva	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95
Agua inicial en el suelo (m)	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31
Agua final en el suelo (m)	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31	0.31
Profundidad media de las raíces (m)	0.72	0.72	0.72	0.72	0.72	0.72	0.72
Evapotranspiración de los cultivos (m)	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78
Coefficiente de percolación profunda	0	0	0	0	0	0	0
Entrada de aguas laterales (m)	0	0	0	0	0	0	0
<i>SDT</i> agua de riego ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	224	224	224	224	224	224	224
Sales disueltas escorrentía riego ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	20	20	20	20	20	20	20
<i>SDT</i> precipitación ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	51	51	51	51	51	51	51
Sales disueltas escorrentía precip. ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	40	40	40	40	40	40	40
CE_e ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$)	1	3	6	12	3	6	12
Porcentaje de saturación (% en peso)	50.1	50.1	50.1	50.1	50.1	50.1	50.1
Yeso en la zona de raíces (% en peso)	0	0	0	0	5	5	5
Densidad aparente ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
Coefficiente k de lavado de sales	0.8	0.6	0.4	0.3	0.6	0.4	0.3

aparente media de los suelos se ha tomado igual a $1.5 \text{ gr}\cdot\text{cm}^{-3}$. El contenido inicial y final de agua en el suelo se ha considerado que es igual al 80% de la capacidad de campo, parámetro para el que se ha tomado un valor medio igual a $0.36 \text{ gr}\cdot\text{gr}^{-1}$. Considerando una profundidad de raíces de 0.72 m, esto supone una altura de agua de 0.31 m.

(6) Para los suelos no salinos se ha tomado un valor medio de CE_e de $1 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ con $k=0.8$, en los de salinidad ligera a moderada de $3 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ con $k=0.6$, en los suelos salinos de $6 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ con $k=0.4$ y en los muy salinos de $12 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ con $k=0.3$. En los suelos con yeso se ha asumido una proporción del yeso en el suelo del 5% para asegurar la saturación del agua en el suelo en este mineral.

(7) Tanto en este análisis de sensibilidad como en la posterior aplicación del modelo en Monegros II se ha asumido un valor de la percolación profunda igual a cero. Con esta aproximación se está estimando una concentración y masa de sales en los retornos del riego asumiendo que existiese una losa impermeable que impidiera el movimiento de los flujos en profundidad y al mismo tiempo una tupida red de drenaje que evacuara todo el agua e impidiera la creación de niveles freáticos y su ascenso con el tiempo. Con esta hipótesis se está considerando que (i) todos los flujos retornan al río, con lo que se estaría sobreestimando el volumen de los retornos que realmente retornan al río ya que una parte de ellos podría ir a parar a los acuíferos existentes o que presumiblemente pudieran crearse, (ii) no existe disolución de sales que pudieran estar presentes en el subsuelo por lo que se estaría infraestimando el valor de la concentración y masa de sales de los retornos y (iii) no existe interacción con los freáticos; dado que estos freáticos tienen salinidades elevadas en general (Berga, 1993; Garcia Vera, 1994) se estaría infraestimando la concentración y masa de sales en los retornos.

Tal como se deduce de los párrafos anteriores, un buen número de entradas al modelo son aproximaciones efectuadas a partir de datos obtenidos en zonas relativamente similares a Monegros II. Este enfoque es el único posible en el estado actual de conocimientos, ya que la información de base disponible en Monegros II es muy escasa o imposible de obtener hasta que el sistema no esté transformado en regadío. Los resultados obtenidos con el modelo deben considerarse por lo tanto como una primera aproximación tentativa que deberá refinarse paulatinamente conforme se vaya adquiriendo nueva información.

4.5.1.2. Efecto de la concentración salina del agua de riego sobre la salinidad de los retornos

Una variable que tiene gran influencia en la optimización del volumen de agua de riego y por tanto en la concentración y masa de sales en los retornos del riego y que no se ha considerado en el análisis de sensibilidad anterior es la concentración salina de este agua de riego. La concentración salina del agua de riego junto con la resistencia a la salinidad de los cultivos determinan las necesidades de lavado y por tanto el agua que es necesario añadir en exceso sobre las necesidades hídricas netas de los cultivos para mantener un nivel de salinidad en la zona de raíces compatible con un buen desarrollo de los cultivos. Esta variable no se ha considerado en el análisis anterior debido a que el agua de riego en la zona de Monegros II es de baja salinidad (224

mg·L⁻¹ media del período 1993-1995), pero es una variable que ha de considerarse en el manejo de los sistemas de regadío en el caso de que la concentración salina del agua de riego sea más alta.

Para evaluar el efecto de esta variable sobre el volumen de agua de riego, que vendrá condicionado por las necesidades de lavado de los cultivos implantados, y sobre la concentración y masa de sales de los retornos del riego, se ha realizado un análisis utilizando tres concentraciones del agua de riego de 0.3, 1 y 2.5 dS·m⁻¹ y seis tipos de cultivo: cebada, trigo, alfalfa, maíz, tomate y pimiento. En primer lugar y siguiendo la metodología de la FAO (Ayers y Westcot, 1985) se ha estimado para cada combinación de cultivo y CE del agua de riego las necesidades de lavado. Se han utilizado para cada cultivo los valores de CE_e umbral media de la zona de raíces para un rendimiento potencial del 100% (Ayers y Westcot, 1985). En el caso de utilización de aguas de $CE=2.5$ dS·m⁻¹ para los cultivos más sensibles es imposible obtener un rendimiento potencial del 100% ya que sus CE umbral se sitúan por encima de la CE del agua de riego, en estos casos se han utilizado los valores de CE_e , para producciones potenciales del 90% en el caso de la alfalfa y el tomate y del 75% en el caso del maíz y el pimiento. Las necesidades hídricas de los cultivos se han estimado utilizando la ET de referencia media mensual de la estación de Bujaraloz (Faci y Martínez-Cob, 1991) y los coeficientes de cultivo obtenidos para la comarca de Monegros por Martínez-Cob et al. (1997). El volumen de agua de riego que es necesario aplicar para cubrir las necesidades de agua del cultivo y las necesidades de lavado se ha estimado como $Q_{riego} = ET_e / (1-FL)$, donde $FL=NL$ excepto para valores de $NL < 0.05$ donde se ha utilizado una $FL=0.05$.

Para evaluar el aumento de sales en los retornos de riego debido a la utilización de aguas salinas para el riego de los cultivos se han realizado simulaciones muy sencillas con el modelo CIRFLE para el caso de suelos de salinidad moderada con yeso en el perfil (YNI). Para eliminar el efecto de la precipitación sobre la fracción de lavado se ha asumido un valor nulo de la precipitación. La simulación se ha realizado sobre una superficie de una hectárea y se ha utilizado una eficiencia de aplicación del riego de 1 ($EIAE=1$).

Para eliminar el efecto de la masa de sales en el agua aplicada de riego se ha analizado el incremento de sales en los retornos de riego calculado como $M_{sif}-M_{div}$, es decir, esta variable da el aumento de sales debido a la utilización del agua para riego bajo las condiciones simuladas.

4.5.2. Resultados y Discusión

4.5.2.1. Análisis de sensibilidad

La influencia de la eficiencia del lavado, k , y el volumen aplicado de agua de riego, Q_{div} , sobre la concentración (C_{fsw}) y la masa de sales (M_{fsw}) final en el suelo se presenta en la Figura 4.6. Al aumentar el valor de k (eje x), es decir al disminuir la eficiencia del lavado, aumenta el valor de C_{fsw} ya que el lavado de las sales presentes en el suelo es menor. Este efecto es más acusado para salinidades elevadas (Suelos $N3$), menor para salinidades intermedias (Suelos $N2$ y $N1$) y muy pequeño para salinidades bajas (Suelos $N0$). En el caso de existir yeso en el suelo el efecto de k sobre la concentración final del agua en el suelo disminuye. Esta disminución es más acusada en los suelos $N1$ (los suelos $N0$ no tienen yeso por definición), ya que la salinidad media de estos suelos ($CE_e = 3 \text{ dS m}^{-1}$) es sólo ligeramente superior a la de la solución saturada en yeso ($CE = 2.2 \text{ dS m}^{-1}$). Además este efecto es mayor (mayor pendiente) para valores bajos de k que para valores de k elevados. El aumento del volumen de riego para los mismos valores del resto de los parámetros, disminuye la concentración final del agua en el suelo ya que al pasar un volumen de agua mayor el lavado de sales también es mayor. Los resultados obtenidos sobre C_{fsw} son extrapolables a M_{fsw} ya que son proporcionales, siendo Q_{fsw} el factor de proporcionalidad.

El efecto de Q_{div} y k sobre la concentración (C_{sdw}) y masa de sales (M_{sdw}) de las aguas de drenaje subsuperficial se presenta en la Figura 4.7. Al aumentar el valor del parámetro k (eje x), para un valor constante del resto de parámetros, tanto C_{sdw} como M_{sdw} disminuyen ya que la movilización de sales del suelo con las aguas de drenaje es menor. El efecto es más acentuado para valores bajos de k y aumenta al aumentar la salinidad del suelo como ocurría en el caso anterior. Al disminuir el volumen de agua de riego, C_{sdw} aumenta pero M_{sdw} disminuye (excepto para $k=0$) ya que el descenso del volumen de drenaje subsuperficial (Q_{sdw}) es más acentuado que el aumento de C_{sdw} . En el caso de los suelos con yeso el aumento de C_{sdw} debido a la disminución del volumen de agua de riego es menos acentuado. Y en el caso de que la fuente principal de salinidad del suelo sea el yeso (como es el caso de los suelos $N1$ con yeso) la concentración de las aguas de drenaje subsuperficial es prácticamente independiente tanto de k como de Q_{div} y por tanto la relación entre ésta última y la masa de sales en las aguas de drenaje subsuperficial (M_{sdw}) es lineal, como ya había sido observado en trabajos anteriores (Quílez et al., 1987b). El efecto de la reducción del volumen de agua de riego sobre la masa de sales en las aguas de drenaje subsuperficial (M_{sdw}) es

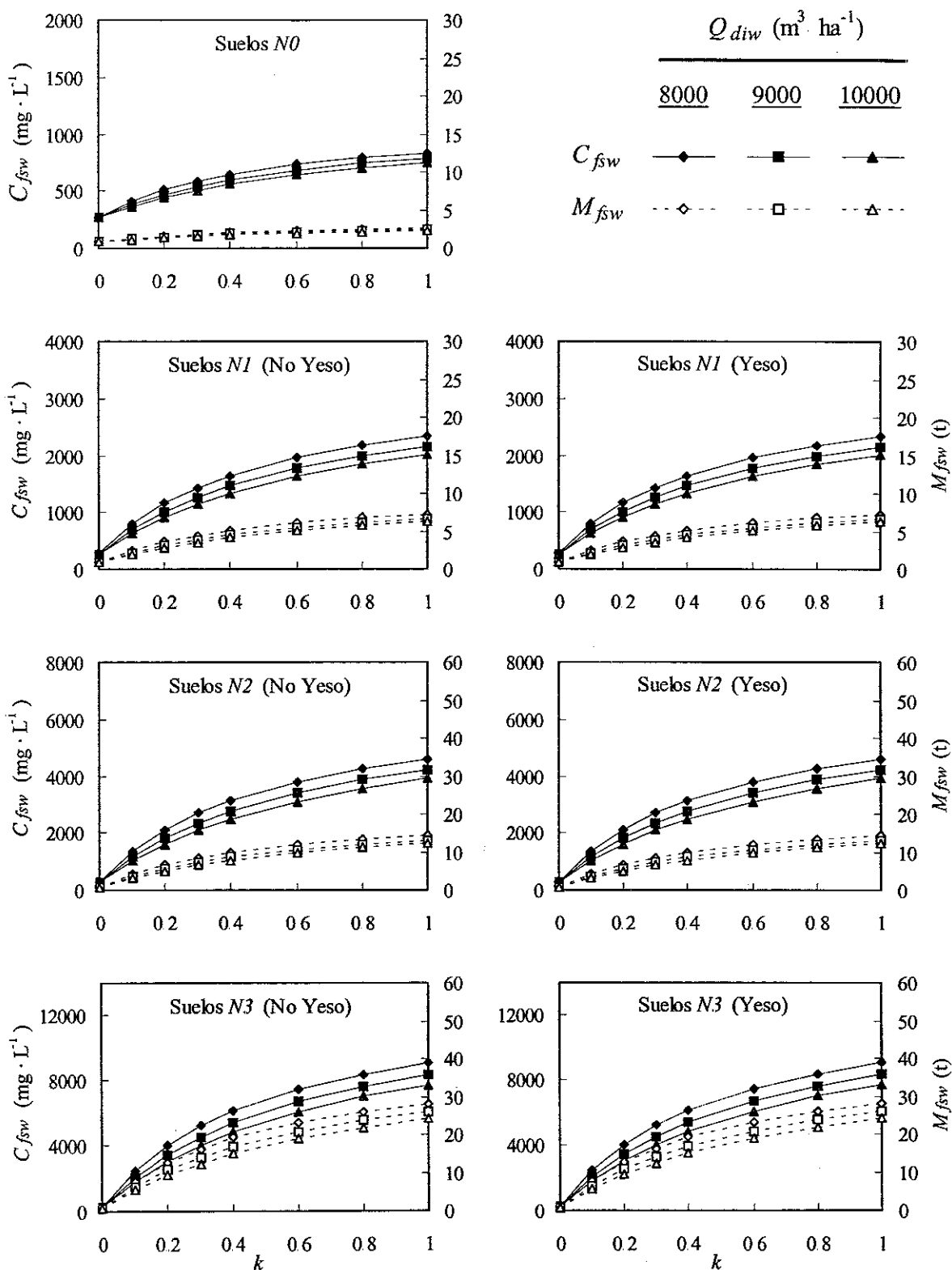


Figura 4.6. Análisis de sensibilidad. Efecto del coeficiente de lavado (k) y el volumen de agua de riego aplicado (Q_{diw}) sobre la concentración (C_{fsw}) y la masa de sales (M_{fsw}) del agua final almacenada en el suelo.

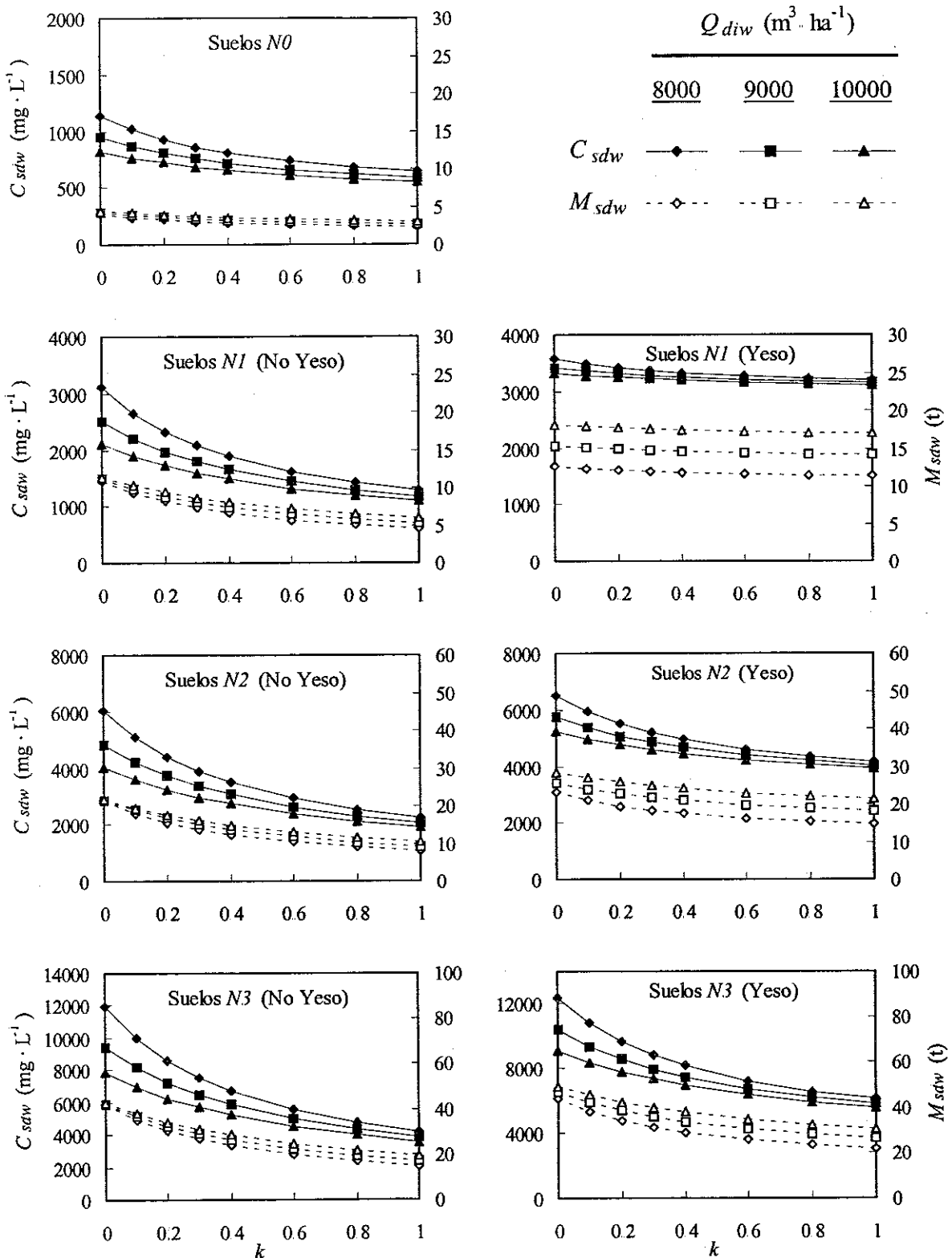


Figura 4.7. Análisis de sensibilidad. Efecto del coeficiente de lavado (k) y el volumen de agua de riego aplicado (Q_{diw}) sobre la concentración (C_{sdw}) y la masa de sales (M_{sdw}) en el agua de drenaje subsuperficial.

menor cuanto más eficiente es el lavado (menor k) aunque el efecto sobre su concentración (C_{sdw}) es mayor.

Para explicar el efecto de k y de Q_{div} sobre la concentración (C_{sirr}) y la masa de sales (M_{sirr}) en las aguas de retorno del riego hay que tener en cuenta que dichos retornos son la suma de las aguas de drenaje subsuperficial, en general de salinidad elevada, las escorrentías de riego y precipitación, de salinidades bajas (prácticamente iguales a las del agua de riego y precipitación), y los posibles aportes laterales al sistema (que en este análisis se han considerado nulos). Dado que de estos tres componentes el drenaje subsuperficial es el más importante en cuanto a la carga de sales, el comportamiento de la concentración y masa de sales en los retornos de riego es un fiel reflejo del comportamiento de la concentración y la masa de sales en las aguas de drenaje subsuperficial (Figura 4.8). La masa de sales en las aguas de retorno de riego es prácticamente idéntica a la de las aguas de drenaje subsuperficial ya que la carga de sales de las escorrentías es muy pequeña. Sin embargo, la concentración de las aguas de retorno de riego es muy inferior a la de las aguas de drenaje subsuperficial debido al efecto diluyente de las escorrentías. Este efecto diluyente depende de la proporción entre los volúmenes de drenaje y escorrentía, siendo en este caso menor cuanto mayor es el volumen de agua de riego aplicada. Al aumentar k disminuye la masa de sales en los retornos de riego debido a un menor lavado de las sales. Este efecto es más bajo para valores de k mayores de 0.3, que son los normales en la mayoría de los suelos, y además más importante en suelos de salinidades más altas y sin yeso, aunque el efecto amortiguador del yeso disminuye al aumentar la salinidad.

Al disminuir el volumen del agua de riego aplicada (Q_{div}) aumenta la concentración salina de los retornos del riego (C_{sirr}); este efecto es más acusado cuanto menor es el valor de k en todos los suelos y es menos acusado en los suelos con presencia de yeso. Sin embargo dado que la disminución del volumen de agua de riego disminuye siempre el volumen de los retornos, en todos los casos se produce una disminución de la masa de sales en los retornos del riego (M_{sirr}), que es más acusada cuanto mayor es la proporción de yeso en las aguas. La utilización de unos volúmenes de agua de riego acordes a las necesidades del cultivo reduciendo así el volumen de los retornos del riego es la mejor manera de controlar la masa de sales en las aguas de retorno de riego. Este fenómeno es más relevante en suelos con presencia de yeso, y sobre todo en aquellos suelos donde el yeso es la fuente principal de la salinidad en los retornos del riego como es el caso de los suelos *NI* con yeso como

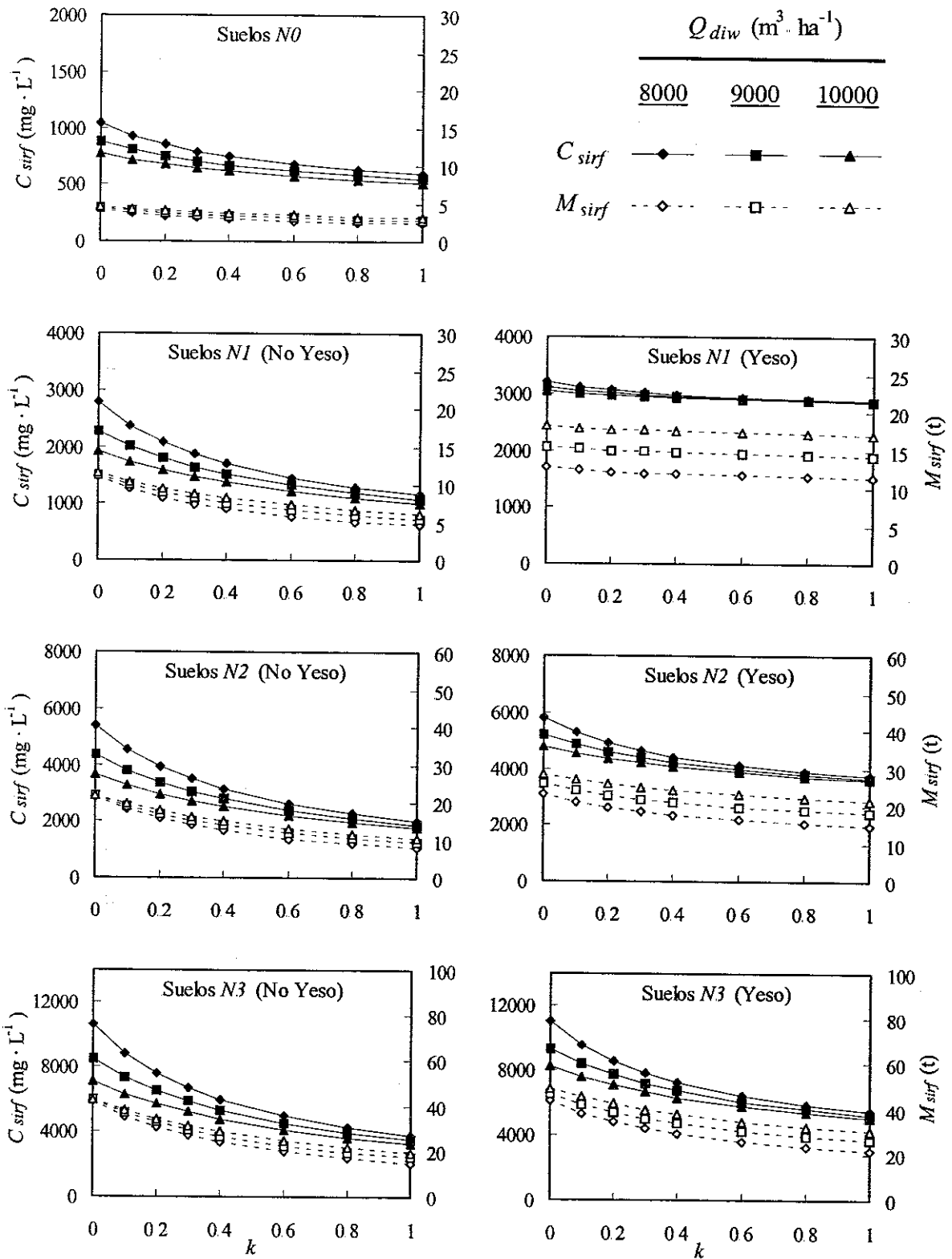


Figura 4.8. Análisis de sensibilidad. Efecto del coeficiente de lavado (k) y el volumen de agua de riego aplicado (Q_{diw}) sobre la concentración (C_{sirf}) y la masa de sales (M_{sirf}) en el agua de retorno de riego.

Sin embargo hay que recordar, como se indicó en la descripción del modelo, que este trata al yeso separadamente del resto de sales solubles y no se ha incluido ninguna eficiencia de lavado para esta sal. Es decir, se asume que cuando existe yeso en el suelo las aguas de drenaje se saturan en este mineral. Ésta es una aproximación razonable que queda confirmada por las medidas realizadas en otras zonas regables de la Cuenca del Ebro con yeso en el suelo, donde las aguas de drenaje van prácticamente saturadas en este elemento (Basso, 1994, Quílez et al., 1987b). Ya se ha comentado anteriormente que en el caso de suelos con yeso con flujos preferenciales fuertes este razonamiento no sería adecuado.

Tal como era lógico esperar, la variable con más influencia sobre la concentración y masa de sales en los retornos de riego es la salinidad del suelo (Figura 4.9), tanto en suelos con yeso como sin yeso. En esta figura, en la que se ha asumido un volumen unitario de riego $Q_{dir} = 8000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, se observa que la concentración y masa de sales en los retornos de riego aumenta al disminuir el valor del parámetro k y que este efecto es más acusado en suelos de salinidades altas y en los suelos sin yeso; sin embargo se ve claramente como el parámetro con mayor influencia sobre estas dos variables es la salinidad del suelo. Por ello es de especial relevancia en la aplicación del modelo la cuantificación de la salinidad de los suelos así como la presencia o ausencia de yeso en los mismos.

Otra variable que tiene gran influencia en la concentración y masa de sales de los retornos del riego es la eficiencia de aplicación del riego, como puede observarse en la Figura 4.10. Esta variable separa el volumen de agua de riego aplicado en dos componentes, escorrentía superficial, que englobaría la escorrentía del riego propiamente dicha a nivel parcela y las aguas de cola de las acequias, y el agua de riego efectiva aplicada al suelo. Cuanto mayor es la eficiencia de aplicación del riego más agua infiltra proporcionalmente en el suelo y es capaz de desplazar las sales que haya presentes y por tanto menor es la concentración final de sales en el suelo (C_{fs}) y mayor es la masa de sales en las aguas de drenaje subsuperficial (M_{sdw}). La concentración de las aguas de drenaje subsuperficial disminuye al aumentar $EIAE$ debido a que el aumento de Q_{sdw} es proporcionalmente mayor que el aumento de M_{sdw} . La variación de C_{sdw} es más importante en los suelos sin yeso; sin embargo, la variación de M_{sdw} es más importante en los suelos con yeso. Por otro lado al aumentar la eficiencia de aplicación del riego disminuye el volumen de las escorrentías y por tanto su efecto diluyente, por lo que no sólo aumenta la masa de sales en los retornos del riego (M_{srf}) sino

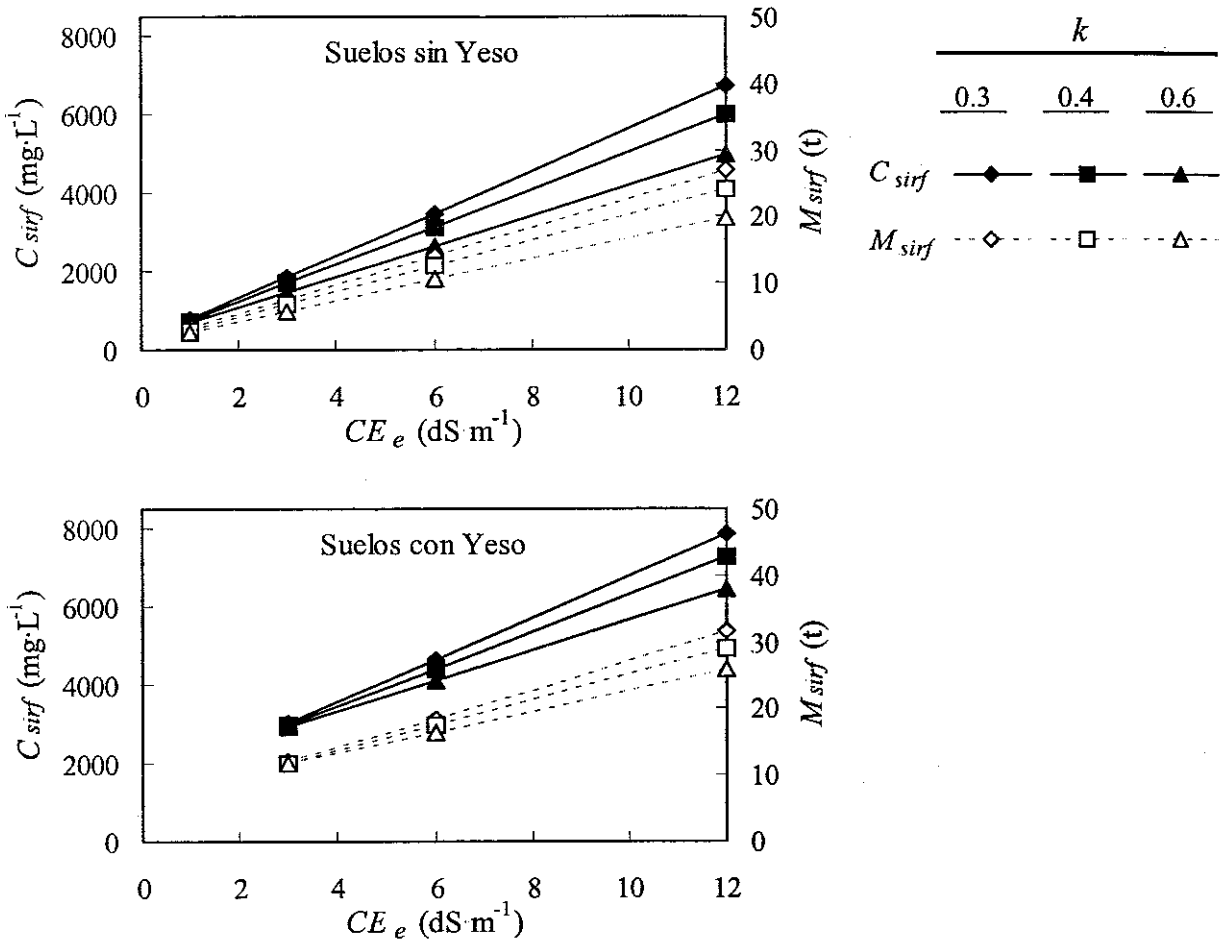


Figura 4.9. Análisis de sensibilidad. Efecto de la variable salinidad inicial del suelo (C_{isw}) sobre la concentración (C_{sirf}) y la masa de sales (M_{sirf}) en las aguas de retorno del riego.

también su concentración salina (C_{sirf}); de hecho dado que el volumen de las aguas de retorno de riego permanece constante el aumento de estas dos variables es directamente proporcional. El aumento tanto de C_{sirf} como de M_{sirf} es mucho más importante en suelos con yeso fundamentalmente en aquéllos donde el yeso es la principal fuente de sales en el suelo (suelos YNI).

La conclusión de que el parámetro eficiencia de aplicación del riego es de importancia relevante a la hora de estimar la masa y concentración salina de los retornos del riego, de tal manera que una disminución del mismo produce una disminución tanto de la concentración como de la masa de sales en los retornos del riego, no implica que haya que entender este parámetro como una variable de manejo del agua cuya disminución disminuye la masa de sales en los retornos del riego.

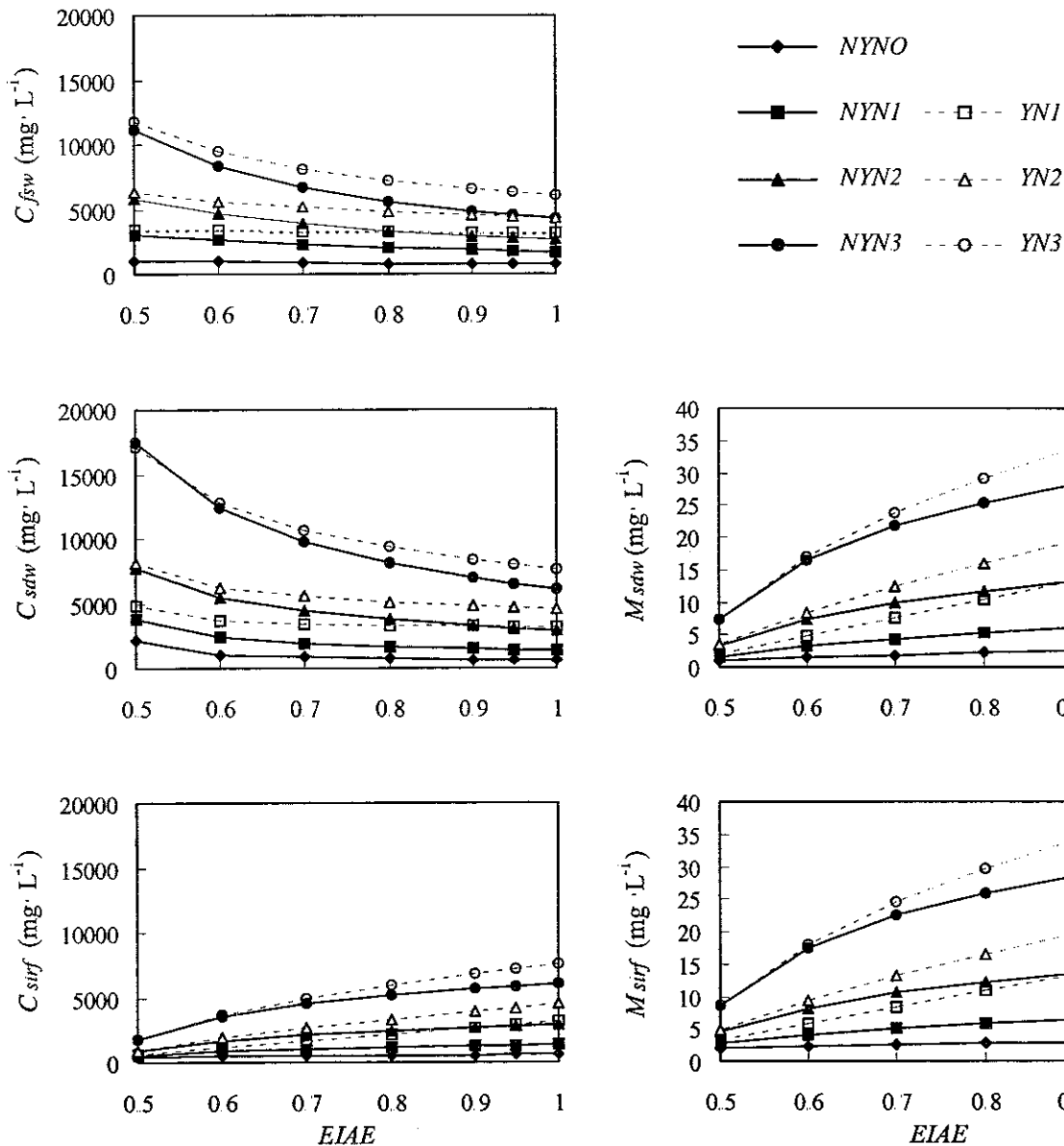


Figura 4.10. Análisis de sensibilidad. Efecto de la variable eficiencia de aplicación del riego (*EIAE*) sobre la concentración del agua final en el suelo (C_{fsw}) y la concentración y masa de sales en las aguas de drenaje subsuperficial (C_{sdw} , M_{sdw}) y en las aguas de retorno del riego (C_{srf} , M_{srf}).

Todo lo contrario: para obtener una disminución de la masa de sales en los retornos del riego junto con una utilización razonable de los recursos hídricos la clave está en optimizar el volumen de agua aplicado en parcela aumentando en lo posible la eficiencia de aplicación del agua (*EIAE*) para obtener un valor del agua efectiva aplicada de riego (Q_{eaiw}) compatible con las necesidades de agua y de lavado de los cultivos. Así en la Figura 4.11 queda muy claro como una disminución del volumen de

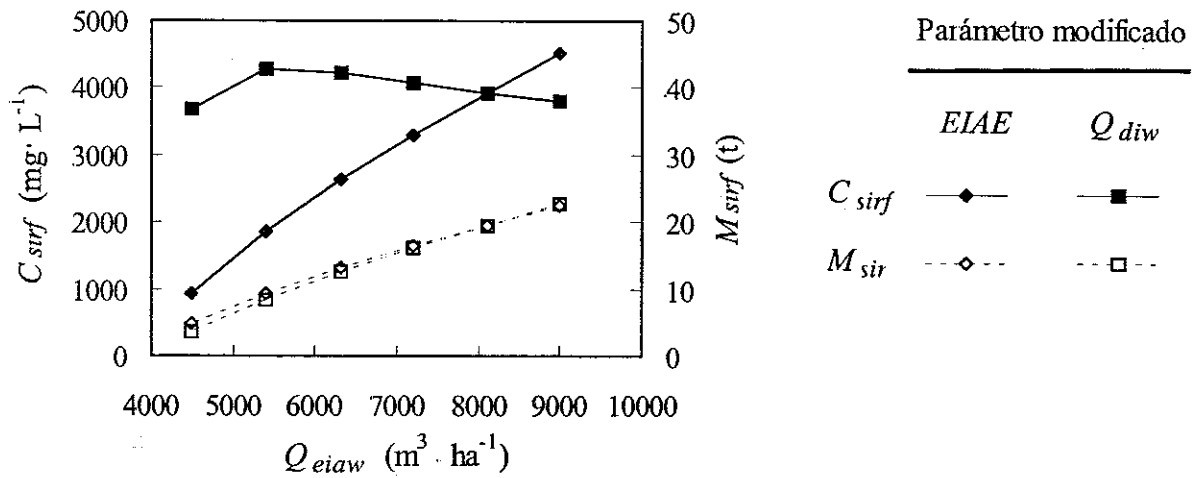


Figura 4.11. Análisis de sensibilidad. Efecto de la variable eficiencia de aplicación del riego ($EIAE$) sobre la concentración del agua final en el suelo (C_{fsw}) y la concentración y masa de sales en las aguas de drenaje subsuperficial (C_{sdw} , M_{sdw}) y en las aguas de retorno del riego (C_{sirf} , M_{sirf}).

agua aplicado tiene el mismo efecto que una disminución de la eficiencia de aplicación del agua sobre la masa de sales en los retornos del riego para valores de Q_{eaiw} iguales. La disminución de Q_{diw} en comparación con la disminución de $EIAE$, produce lógicamente un aumento de la concentración de los retornos, debido a la disminución de las escorrentías de efecto diluyente, pero si se considera el efecto de dilución debido al agua de riego no aplicada esta concentración disminuiría a valores que se situarían por debajo de los obtenidos con la disminución de $EIAE$, teniendo además la ventaja energética del agua no utilizada.

Todas las variables analizadas tienen pues una gran influencia sobre la concentración y masa de sales tanto en las aguas de drenaje subsuperficial como en las aguas de retorno de riego. Así es importante en primer lugar dividir la zona de estudio en zonas homogéneas en cuanto a salinidad y presencia o ausencia de yeso, es importante tener buenas estimaciones de los valores de (a) el parámetro k , relacionado con la salinidad del suelo, sobre todo en el caso de suelos muy salinos y sin presencia de yeso, (b) el volumen aplicado de agua de riego, Q_{diw} y (c) la eficiencia de aplicación del riego, $EIAE$, que separa el agua aplicada de riego a nivel de retornos en dos componentes, agua de drenaje subsuperficial y escorrentía superficial de efecto diluyente. Es importante resaltar que de entre todas estas variables el volumen aplicado de agua de riego (Q_{diw}) es además una variable de manejo del sistema, que puede y debe modificarse dentro de las limitaciones que existan en cada zona de riego, para optimizar la respuesta del sistema. La

optimización de esta variable es más importante en los suelos con yeso y cuanto mayor es la proporción de yeso en el suelo con respecto al resto de sales.

Para la optimización del volumen de agua de riego aplicado es necesario tener en cuenta dos variables, las necesidades hídricas de los cultivos, evaluadas mediante la ET_c , y las necesidades de lavado que dependen de la concentración salina del agua de riego y la resistencia de los cultivos a la salinidad. El efecto que la concentración salina del agua de riego tiene sobre la concentración y masa de sales en los retornos del riego se analiza en el apartado siguiente.

4.5.2.2. Efecto de la concentración salina del agua de riego sobre la salinidad de los retornos

Las necesidades de lavado estimadas para cada combinación de CE_{ar} y cultivo se presentan en la Tabla 4.10. Las necesidades de lavado aumentan al aumentar la salinidad del agua de riego. En el caso de los cultivos tolerantes como trigo y cebada las NL obtenidas con las tres aguas de riego utilizadas son inferiores a 0.24; sin embargo para el resto de los cultivos seleccionados para una $CE_{ar} = 1 \text{ dS m}^{-1}$ es necesario mantener las fracciones de lavado entre 0.25 y 0.5 para obtener rendimientos potenciales del 100%. Esto indica que entre una cuarta parte y la mitad del agua aplicada de riego debe percolar por debajo de la zona de raíces. En el caso de una $CE_{ar} = 2.5 \text{ dS m}^{-1}$ y para los cultivos sensibles, es imposible obtener rendimientos potenciales del 100%

Tabla 4.10. Evaluación del sistema. Necesidades de lavado (NL) y volumen de agua de riego óptimo (Q_{div} , $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), en función de la conductividad eléctrica del agua de riego (CE_{ar}) y el tipo de cultivo. En la primera columna se presentan los valores de ET_c estimados para los distintos cultivos utilizando los datos climáticos de la estación de Bujaraloz.

	ET_c	$CE_{ar} = 0.3 \text{ dS m}^{-1}$		$CE_{ar} = 1.0 \text{ dS m}^{-1}$		$CE_{ar} = 2.5 \text{ dS m}^{-1}$	
		NL	Q_{div}	NL	Q_{div}	NL	Q_{div}
Cebada	468	0.01	493 ^a	0.04	493 ^a	0.15	550
Trigo	493	0.01	519 ^a	0.06	522	0.24	645
Alfalfa	1117	0.05	1175	0.32	1640	0.60 ^b	2799
Maíz	851	0.06	906	0.42	1458	0.50 ^c	1702
Tomate	752	0.04	792 ^a	0.22	966	0.57 ^b	1763
Pimiento	694	0.07	749	0.51	1419	0.63 ^c	1882

^a Se ha asumido una $FL=0.05$, ^b Rendimiento potencial 90%, ^c Rendimiento potencial 75%

y para obtener rendimientos potenciales de entre el 75% y el 90% es necesario mantener las fracciones de lavado por encima de 0.5. Es decir en estos casos más de la mitad del agua de riego aplicada debe percolar por debajo de la zona de raíces. Este exceso de agua aplicada sobre las necesidades hídricas del cultivo disuelve las sales del suelo aumentando la salinidad de los retornos del riego, especialmente en el caso de presencia de yeso en el perfil del suelo.

Se realizaron simulaciones muy sencillas con el CIRFLE utilizando los valores de ET_c y del agua de riego aplicada (Q_{diw}) que se presentan en la Tabla 4.10 para el caso de suelos de salinidad moderada con yeso en el perfil (YNI) debido a que en los suelos con yeso es donde más se nota el efecto de las bajas eficiencias de riego sobre la masa de sales en los retornos. Para eliminar el efecto de la masa de sales en el agua aplicada de riego se ha analizado el incremento de sales en los retornos de riego calculado como $M_{sif} - M_{diw}$, es decir esta variable da el aumento de sales debido a la utilización del agua para riego bajo las condiciones simuladas.

Para un valor de $CE_{ar} = 0.3 \text{ dS m}^{-1}$ el aumento de sales es relativamente pequeño (Figura 4.12), entre 0.3 (trigo y cebada) y 1 t·ha⁻¹ (pimiento). Para una $CE_{ar} = 1 \text{ dS m}^{-1}$ los aumentos se sitúan entre 0.2 (trigo y cebada) y 18 t·ha⁻¹ (pimiento), mientras que cuando se utiliza un agua de $CE_{ar} = 2.5 \text{ dS m}^{-1}$, y bajo las condiciones de rendimientos potenciales simulados, los aumentos son de entre 0.5 (cebada) y 40 t·ha⁻¹ (alfalfa).

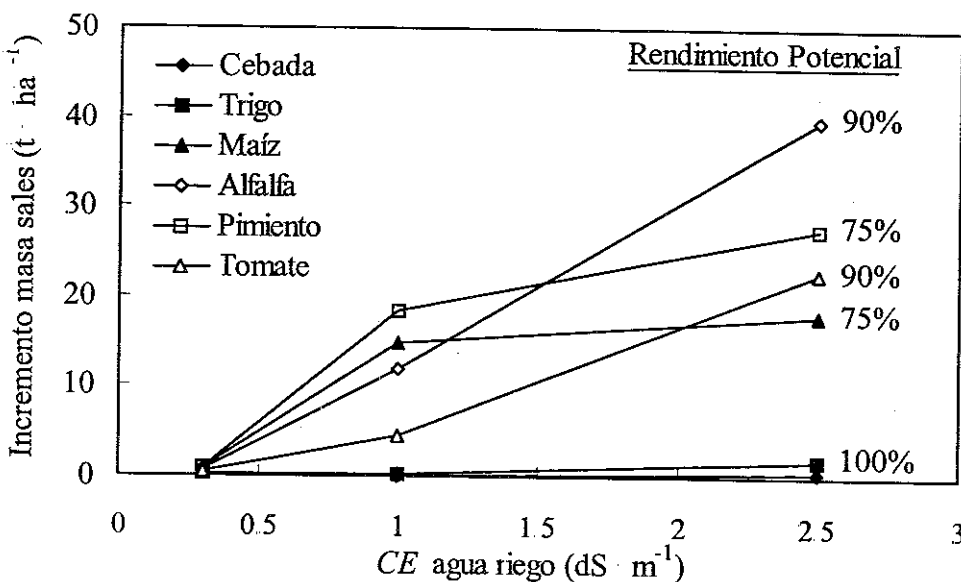


Figura 4.12. Evaluación del sistema. Efecto de la variable CE_{ar} y el tipo de cultivo sobre el incremento de sales en los retornos de riego calculada como $M_{sif} - M_{diw}$.

En el caso de suelos que no contengan yeso u otro tipo de minerales de solubilidad limitada, este proceso no es operante; de hecho en estos casos cuando se alcance el estado de equilibrio la masa de sales en el agua de drenaje será aproximadamente igual a la masa de sales en el agua de riego, es decir, teóricamente existirá un balance de sales nulo en el sistema.

En todos los casos, independientemente del tipo de suelo, la necesidad de obtener altas fracciones de lavado para cubrir las necesidades de lavado de los cultivos va ligada a valores altos del volumen de agua de riego aplicado, lo que implica que la eficiencia en la utilización del agua para riego es baja, situación no deseable. Además el volumen de percolación aumenta, lo que podría potencialmente conducir a un ascenso y/o creación de niveles freáticos. Asimismo estas aguas de percolación podrían disolver posibles sales presentes en el subsuelo, aumentando su salinidad. En el mejor de los casos, con la existencia de una buena red de drenaje que evite los problemas anteriores, las aguas de percolación lavarían a su paso por la zona de raíces productos agroquímicos como fertilizantes (Ramos y Quílez, 1992) y pesticidas que aunque no tienen gran efecto en la concentración salina de las aguas si que aumentan su concentración en nitrato y otros compuestos químicos solubles presentes en el suelo, degradando su calidad.

En definitiva la utilización de aguas de riego con concentraciones salinas elevadas obliga a la utilización de un mayor volumen de agua de riego para mantener un balance de sales compatible con un buen desarrollo del cultivo en la zona de raíces. El exceso de agua aplicado puede producir ascensos o creación de niveles freáticos, la disolución de las sales del suelo (más importante en suelos con yeso) y/o el subsuelo y el lavado de productos agroquímicos (Saad et al. 1997), con el resultado final de una degradación en la calidad de los flujos de retorno del riego. La única alternativa viable para minimizar la masa de sales exportadas por estos regadíos sería la reutilización de las aguas de drenaje para el riego. Esta alternativa es atractiva desde un punto de vista conceptual, pero sus efectos a largo plazo no están todavía bien documentados.

En zonas donde el agua tiene una salinidad elevada y los cultivos implantados son sensibles a la salinidad es necesario que una alta proporción del agua aplicada de riego percole por debajo de la zona de raíces, por lo que la estrategia de disminuir el volumen de agua para minimizar la masa de sales en los retornos de riego salinizaría el suelo y comprometería el desarrollo de los cultivos. En estos casos el efecto del regadío sobre la salinidad de las aguas es más difícil de controlar a no ser que se adopten estrategias de cambio a cultivos más tolerantes con menores necesidades de lavado o se admita un descenso razonable en la producción de los

mismos teniendo en cuenta el coste adicional de la degradación de los retornos.

4.6. APLICACIÓN DEL *CIRFLE* EN MONEGROS II: PREDICCIÓN DEL VOLUMEN Y SALINIDAD DE LOS FLUJOS DE RETORNO DEL RIEGO

4.6.1. Metodología

Para la aplicación del *CIRFLE* en Monegros II se han utilizado los valores unitarios de los parámetros de entrada empleados anteriormente en el análisis de sensibilidad (Tabla 4.9). Se han utilizado dos dotaciones de riego, la primera de $8625 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ que es la considerada en el Plan General de Transformación de IRYDA (1985) y la segunda de $10000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ que se asemeja más a las que se utilizan en otras zonas regables como Bardenas I donde la dotación en el año 1991-92 fue de $11140 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ y en el polígono de riego de La Violada donde la media de los años 1982 a 1984 fue de $10452 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. La dotación de $10000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ representaría el caso extremo más negativo de ineficiencia del riego, ya que Monegros II se riega o regará por aspersión, sistema para el que las dotaciones pueden ser sensiblemente inferiores (incluso más bajas que el valor objetivo de $8625 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$).

En el análisis de sensibilidad de variables se concluyó que la salinidad del suelo es una de las variables con mayor influencia sobre la concentración y masa de sales en los retornos de riego. Por ello, se ha efectuado un análisis de esta variable lo más detallado posible partiendo de los datos del Informe de Reconocimiento Detallado de Suelos de la Zona de Monegros II para IRYDA (Recursos Naturales S.A., 1979, 1981, 1983, 1984). En este estudio, realizado a escala 1:50000, los suelos se clasificaron según su nivel de salinidad en cuatro grupos: Suelos *N0*, con valores de CE_e menores de $2 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$, suelos *N1* que presentan valores medios de la CE_e entre 2 y $4 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$, suelos *N2* con valores medios de CE_e comprendidos entre 4 y $8 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$, y suelos *N3* con valores de la CE_e superiores a $8 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$.

Sobre el mapa de clasificación de tierras a escala 1:50000 de la zona regable de Monegros II se planimetraron para cada uno de los 22 sectores de riego en que se divide Monegros II las superficies correspondientes a cada uno de los niveles de salinidad definidos anteriormente. Estos valores se corrigieron teniendo en cuenta las superficies definitivas contempladas en la Memoria resumen del Plan Coordinado de Obras de la 2ª (sectores XI, XII, XIII, XIV, XV y XVI) y 3ª parte

(sectores VI, VII, XVII, XVIII, XIX, XX, XXI y XXII) de la zona regable (Tabla 4.11). En el plan coordinado de obras de la 3ª parte se han eliminado como zonas de regadío debido a un impacto ambiental crítico las cuencas vertientes de las depresiones endorréicas del Balsal (sectores XX y XXII) y el Baset de D. Juan (sector XX). En el plan coordinado de obras de la 2ª parte está sin contemplar el futuro Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de la zona que afectaría a los sectores IX, XI, XII, XIII y XIV.

En la clasificación de los suelos es necesario además tener en cuenta la presencia o ausencia de yeso, ya que debido a su moderada solubilidad se incorpora separadamente en el modelo. A falta de una descripción detallada de todos los suelos de la zona se ha utilizado el análisis litoestratigráfico realizado por Berga (1993) en el que la zona queda dividida en cinco Miembros: Miembro yesos de Retuerta de la Formación Zaragoza, Miembros Bujaraloz, Calizas de Peñalba y Calizas de Sigena de la Formación Alcubierre y Miembro Los Arcos de la Formación Calizas de Mequinenza. En el miembro Yesos de Retuerta los yesos son muy abundantes especialmente a techo, en el miembro Bujaraloz, tanto en las margas de Valfarta como en las calizas de Bujaraloz se presentan alternancias de yesos en el nivel superior, en el Miembro Calizas de Peñalba se encuentran arenitas yesíferas y yesos en los niveles inferior y medio no apareciendo yeso en el nivel superior, en el Miembro Calizas de Mequinenza el tramo superior es eminentemente calcáreo apareciendo yesos únicamente en el nivel inferior y en el Miembro Los Arcos los yesos aparecen en el nivel inferior siendo la parte superior eminentemente calcárea. Según esta descripción se va a considerar en este trabajo que las superficies regables localizadas sobre los Miembros Calizas de Sigena y Peñalba y Los Arcos no contienen yeso en el suelo; estas superficies se corresponden con las superficies regables de los sectores nº I, III, V, VI, VII, XVII, XVIII, XIX, XX, XXI Y XXII (también queda incluida dentro de esta zona parte de la superficie no regable de los sectores IV, VIII y IX), mientras que las superficies localizadas sobre los Miembros Yesos de Retuerta y Bujaraloz presentan yeso en el suelo, siempre con la excepción de los suelos con salinidades inferiores a 2 dS m^{-1} que por definición se considera que no tienen yeso; estas superficies se localizan en los sectores nº II, IV, VIII, IX, XI, XII, XIII, XIV, XV Y XVI.

No se tienen valores sobre el porcentaje de yeso presente en estos suelos, por lo que para la aplicación del modelo en los suelos con yeso se ha tomado un valor del porcentaje de yeso en

Tabla 4.11. Aplicación del CIRFLE a Monegros II. Superficie ocupada (ha) por los suelos con niveles de salinidad N_0 , N_1 , N_2 y N_3 (valores de CE en $dS \cdot m^{-1}$) en los 22 sectores de riego de Monegros II.

Sector	N_0^{\dagger} $CE < 2$	N_1 $2 < CE < 4$	N_2 $4 < CE < 8$	N_3 $CE > 8$	Total	Yeso
I	280	980	45		1305	NY
II	927	1580	143	179	2829	Y
III	1540	3495	598	178	5811	NY
IV	668	585	1960	1026	4239	Y
V	1075	1457	219		2751	NY
VI	1727	702	405	344	3178	NY
VII	991		1007		1998	NY
VIII	666	728	2348	2279	6021	Y
IX	603	2955	1009	2674	7240	Y
XI	74	1162	17		1253	Y
XII	486	3292	207		3985	Y
XIII	399	163	1628	1842	4032	Y
XIV	2204	45	1655		3904	Y
XV	620		1088		1708	Y
XVI	469	859	1438	232	2998	Y
XVII	1651	373			2024	NY
XVIII	1345		242		1587	NY
XIX	1164		613		1776	NY
XX	1095	29	319	135	1578	NY
XXI	1172	309	22	498	2001	NY
XXII	1315		56	439	1810	NY
Total	20469	18715	15018	9826	64027	

[†]Los suelos clasificados como N_0 se asume que no tienen yeso.

el suelo del 5%, suficiente para saturar la solución del suelo en este mineral. Berga (1993) realizó un estudio de la disolución de los materiales litológicos disolviendo 500 mg de material en 100 ml de agua, encontrando para los yesos de los Miembros Yesos de Retuerta y Bujaraloz una CE entre 2.25 y 2.27 $dS \cdot m^{-1}$ a partir de la quinta semana siendo esta salinidad en un 99% debida al sulfato y calcio. La solubilidad del yeso de 2.2 $dS \cdot m^{-1}$ formulada en la descripción del modelo hidrosalino se considera así razonable para los materiales presentes en Monegros II. Mediante la combinación de las dos variables anteriores, nivel de salinidad y presencia o ausencia de yeso, los suelos de Monegros se han clasificado en siete grupos homogéneos (Tabla 4.12) sobre cada uno de los cuales puede aplicarse el modelo de forma consistente. La suma de los flujos de retorno del regadío para

cada nivel de salinidad del suelo proporciona el volumen de agua, la masa de sales y los sólidos disueltos totales en los flujos de retorno netos de Monegros II.

Según esta clasificación, un 61 % de los suelos de Monegros II son no salinos o ligeramente salinos ($CE_e < 4 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$), un 15 % son salinos ($CE_e > 8 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$) y el resto (24 %) tiene una salinidad intermedia. Asimismo, el 50 % de los suelos contienen yeso. Desde el punto de vista de la tolerancia de los cultivos a la salinidad, el maíz y la alfalfa (dos de los cultivos que presumiblemente serán mayoritarios en la zona) sufrirán descensos potenciales en sus rendimientos superiores al 50 % (maíz) y 30 % (alfalfa) si se siembran en los suelos con $CE_e > 4 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ (que suponen el 39 % de los suelos de Monegros II), lo que implica que dichos suelos deben lavarse hasta alcanzar valores de en torno a $2 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ (suelos sin yeso) y $4 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ (suelos con yeso) para prevenir dichos descensos de rendimiento (Ayers y Westcot, 1985). Desde el punto de vista de la respuesta de los suelos a la calidad del agua de riego no deben esperarse, salvo casos locales, problemas de pérdida de su estabilidad estructural (siempre que los sistemas de riego por aspersión estén bien diseñados y manejados) debido a que el agua es de buena calidad y a que una parte importante de los suelos contiene yeso, mineral beneficioso para la conservación de la estructura de los suelos (Ayers y Westcot, 1985).

La puesta en riego de la zona se ha efectuado paulatinamente. Aunque las obras no comenzaron hasta 1988, en mayo de 1987 se empezó a regar en precario la parte superior del barranco de La Valcuerna (Sector I) con aguas tomadas del Canal de Monegros a la salida del túnel de Alcubierre. La entrega oficial de la zona transformada empezó en 1992, regándose en octubre

Tabla 4.12. Aplicación del *CIRFLE* a Monegros II. Superficie (ha) ocupada por cada uno de los grupos de suelos identificados para la aplicación del *CIRFLE*.

	Superficie (ha)		
	Yeso	No Yeso	Total
N0 ($CE < 2 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$)		20469	20469
N1 ($2 < CE < 4 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$)	11370	7345	18715
N2 ($4 < CE < 8 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$)	11491	3526	15017
N3 ($CE > 8 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$)	8232	1594	9826
Total	31093	32934	64027

de 1997 la totalidad de los sectores I, II y IV que suponen una superficie de 8373 ha. El sector XIV (elevación de Gelsa) también está en riego pero utilizándose aguas tomadas directamente del río Ebro. El resto de los sectores entrarán en funcionamiento conforme avancen las obras de infraestructura y el amueblamiento de las parcelas de riego. Si se mantienen las dotaciones presupuestarias de estos últimos años, el ritmo de transformación será de unas 1700 ha/año.

Por otro lado, parte de la superficie incluida inicialmente como regable está en estudio para su consideración como zona protegida (Parque Natural o Nacional) por su carácter estepario único en Europa y de gran interés ecológico, razón por la cual quedaría finalmente excluida para el riego. Una parte de estas áreas, que comprenden las lagunas y playas del sur de Bujaraloz y el tramo inferior del barranco de La Valcuerna, contienen los suelos más salinos de Monegros II y los más problemáticos desde el punto de vista de la puesta en riego debido a su carácter endorréico.

Por las razones expuestas anteriormente se han contemplado en las simulaciones con el *CIRFLE* tres escenarios distintos: el primero se corresponde con el caso de un desarrollo del regadío del 100% de la zona regable desde el primer año de la puesta en riego. Ésta sería la situación hipotética más desfavorable respecto a la descarga de sales con los efluentes del riego, que obviamente no es real debido a los amplios plazos de transformación mencionados. Por ello, se consideran también unos escenarios de desarrollo del regadío del 20 % (12805 ha, situación próxima a la actual) y del 60% (38416 ha, situación previsible para el año 2014) del total de la zona, que se asemejan más a la realidad de la transformación. Evidentemente, estos dos escenarios conducen a una carga de sales menor en los flujos de retorno debido a su menor superficie. Hay que tener en cuenta que la puesta en riego gradual de la zona conduce además a que la máxima carga de sales, que se produce en los primeros años de la transformación en riego, se reparta en el tiempo disipándose así el efecto acumulativo que se produce con los escenarios de introducción instantánea por lo que los valores estimados de la masa de sales considerados para los escenarios propuestos serán siempre más desfavorables que la situación real durante los primeros años después de la puesta en riego, llegándose a una situación más acorde con la realidad conforme se alcance el estado de equilibrio.

Esta introducción gradual del regadío se ha tenido en cuenta posteriormente planteándose simulaciones dinámicas a lo largo de un período de treinta y cinco años en el que las superficies en riego de los distintos sectores se han ido añadiendo paulatinamente y donde no se han incluido las superficies afectadas por el Plan de Ordenación de Recursos Naturales.

Para ello la hipótesis de partida ha sido que el ritmo de transformación de la zona de Monegros II va a ser semejante al actual (8373 ha en 5 años) y se han ido introduciendo los distintos sectores en el orden de su previsible puesta en riego (IRYDA, 1985; Angel Beltrán, comunicación personal) en períodos de cinco años. El orden considerado de entrada en riego de los sectores ha sido para los primeros cinco años los sectores XIV (elevación de Gelsa), II, I y IV con una superficie total de 12277 ha, para los siguientes cinco años los sectores III y V con un total de 8562 ha y sucesivamente los sectores XIX, XX, XXII y XI con un total de 7164 ha y los sectores VI, VII, XVIII Y XVII con un total de 8787 ha. En el sector VIII a pesar de que se ha comenzado con la realización de las obras se han presentado algunos problemas medio ambientales para su puesta en riego y en el momento actual no se tiene claro cuándo podrá producirse la misma; en el mismo sentido la puesta en riego de los sectores IX, XI, XII, XIII, XV Y XVI está pendiente del plan de ordenación de recursos naturales de la zona, por lo que ninguno de estos sectores se han considerado en la presente simulación. En total la superficie objeto de esta simulación es de 36790 ha y se asume una total puesta en riego después de un período de 20 años.

Posteriormente la superficie asignada a cada quinquenio se ha dividido en cinco años de igual superficie considerando el orden de entrada en riego de cada uno de los sectores y haciendo una división proporcional de los distintos tipos de suelos identificados. Las superficies asignadas en esta simulación para cada año y tipo de suelo se presentan en la Tabla 4.13.

En las simulaciones se han utilizado dotaciones de riego de 8625 y 10000 m³ ha⁻¹ y en cada simulación se ha utilizado un valor de la CE_e inicial del suelo igual a la obtenida en la simulación para el valor de la CE_e final del suelo del año anterior. Los coeficientes de lavado se han modificado en la simulación de cada año de acuerdo con el nivel de salinidad inicial del suelo.

4.6.2. Resultados y Discusión

Aunque el *CIRFLE* no ha sido calibrado en Monegros II, debe resaltarse que el modelo original *MOVI* se calibró en el polígono de riego de La Violada ajustándose un único parámetro de entrada, la eficiencia de aplicación del riego. En validaciones posteriores (dos años), el modelo calibrado fue capaz de estimar el volumen y salinidad de los efluentes de riego de la zona con errores inferiores al 10% (Quílez et al., 1987b). Además como se explicó en el apartado 4.3.2 el *CIRFLE* sin calibración previa se validó en el polígono de riego de Bardenas I, obteniéndose predicciones con

Tabla 4.13. Aplicación del *CIRFLE* a Monegros II. Superficies para los distintos niveles de salinidad utilizadas en la aplicación del *CIRFLE* a Monegros II para una introducción gradual del regadío en un plazo de veinte años. En la última columna se presentan los sectores a los que corresponden las distintas superficies.

Año	Superficies (ha)							Total	Sectores
	N0	NYN1	NYN2	NYN3	YNI	YN2	YN3		
1	2204				45	1655		3904	XIV
2	686				1169	106	132	2093	II
3	529	980	45		418	62	59	2093	II, I, IV
4	330				289	968	507	2093	IV
5	330				289	968	507	2093	IV
6	454	1030	176	52				1712	III
7	454	1030	176	52				1712	III
8	454	1030	176	52				1712	III
9	584	955	152	21				1712	III, V
10	669	907	136					1712	V
11	939		494					1433	XIX
12	981	20	339	93				1433	XIX, XX
13	1025	9	128	271				1433	XX, XXII
14	961	88	33	351				1433	XXII, XXI
15	839	221	16	357				1433	XXI
16	955	388	224	190				1757	VI
17	939	314	351	154				1757	VI, VII
18	906		852					1757	VII, XVIII
19	1481	49	228					1757	XVIII, XVII
20	1433	324						1757	XVIII, XVII
								36790	

errores de $\pm 2\%$ para el volumen de agua, $\pm 11\%$ para la masa de sales y $\pm 13\%$ para la concentración salina de estos retornos. Además los valores estimados para la concentración salina de los flujos de retorno en zonas con distintos niveles de salinidad coincidían bien con las medidas en los desagües que drenaban zonas de salinidades semejantes. Estos resultados dan a priori una fiabilidad razonable a las estimaciones que se van a realizar con el *CIRFLE* en la zona regable de Monegros II, a pesar de que ya se ha mencionado que, dada la limitación de información actualmente existente, dichas estimaciones deben considerarse como una primera aproximación tentativa a la realidad del complejo problema.

4.6.2.1. Introducción instantánea del regadío

En base a los datos de entrada unitarios presentados en la Tabla 4.9, se ha aplicado el modelo a las superficies de cada uno de los siete suelos presentadas en la Tabla 4.12 para tres escenarios de desarrollo del regadío (100, 60 y 20 %). Se han utilizado dos dotaciones de riego, la primera de $8625 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ que es la considerada en el Plan General de Transformación de IRYDA (1985) y la segunda de $10000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ que se asemeja más a la que los agricultores están utilizando en la actualidad en otros polígonos de riego. En la Tabla 4.14 se presentan las variables relacionadas con el manejo del agua en Monegros II bajo las hipótesis modeladas. Para una dotación de $8625 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ el agua de drenaje subsuperficial y las aguas de retorno de riego suponen respectivamente el 48 % y el 53 % del agua aplicada de riego; bajo estas condiciones la eficiencia de aplicación del agua media anual definida como $ET/Q_{eaiw} + Q_{ep}$ es de 0.65; si se calcula este valor para la estación de riego, separando la precipitación durante la estación de riego y no riego y asumiendo que el 90% de la evapotranspiración se produce en la época de cultivo, el valor obtenido de éste parámetro es de 0.70 que es un valor relativamente bajo de eficiencia de aplicación del agua en riego por aspersión. Para una dotación de riego de $10000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ las aguas de drenaje subsuperficial y de retorno de riego representan el 54 % y el 60 % del agua de riego aplicada y la eficiencia de aplicación del agua es del 0.59; este valor durante la estación de riego se sitúa en 0.61, valor inferior lógicamente al obtenido para la dotación de riego inferior.

En la Tabla 4.15 se presentan las estimaciones del volumen y concentración y masa de sales en las aguas de retorno del riego para el primer año después de la puesta en riego, ya que se ha partido de los valores iniciales de salinidad del suelo (Tabla 4.9, valores medios de CE_e).

Tabla 4.14. Aplicación del *CIRFLE* a Monegros II. Manejo del agua en el polígono bajo las hipótesis consideradas.

Variables		
Agua aplicada de riego ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$)	8625	10000
Agua de drenaje subsuperficial ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$)	4126	5432
Agua de retorno de riego ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$)	4608	5983
Evapotranspiración de los cultivos ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$)	7750	7750
Fracción de lavado	0.35	0.41
Factor de concentración debido a ET	2.07	1.91
WAE ($ET/Q_{eaiw} + Q_{ep}$)	0.65	0.59

de 1, 3, 6 y 12 dS m⁻¹ para los suelos *N0*, *N1*, *N2* y *N3*, respectivamente) cartografiados antes de la transformación, para los tres escenarios de desarrollo del regadío. La concentración salina de las aguas de drenaje subsuperficial y de los flujos de retorno del riego es independiente del desarrollo del regadío ya que en todos los casos se ha supuesto una proporción semejante de los distintos tipos de suelo identificados. Los valores estimados por el modelo para la concentración de los retornos de riego para el primer año son de 2922 mg L⁻¹, lo que equivale a una *CE* de 3.5 dS m⁻¹ (se ha tomado como factor de conversión el valor de 825 mg L⁻¹·dS⁻¹·m calculado por Berga (1993) para las aguas del barranco de La Valcuerna), valor relativamente pequeño teniendo en cuenta que es la situación para el primer año después de la puesta en riego y que debería disminuir en años sucesivos conforme se lavan las sales (excepto el yeso) acumuladas en el perfil del suelo, salvo que existan flujos más profundos que interaccionen con lutitas más o menos salinas o que produzcan ascensos piezométricos y mezcla con las aguas salinas subterráneas (la *CE* media medida por Berga (1993) en las aguas de 70 pozos y sondeos localizados al sur de Bujaraloz fue de 7 dS m⁻¹).

La masa de sales exportada durante el primer año después de la puesta en riego es de 13.5 t ha⁻¹, valor superior al obtenido en Bardenas I (4.5 t ha⁻¹) debido a que en Bardenas I el regadío se encuentra en una situación estacionaria y además el porcentaje de suelos con yeso es menor. En

Tabla 4.15. Aplicación del CIRFLE a Monegros II. Predicciones del volumen de agua (Q_{sif}), sólidos disueltos totales (C_{sif}) y masa de sales (M_{sif}) de los flujos de retorno del riego de Monegros II asumiendo dotaciones de riego de 8625 y 10000 m³·ha⁻¹ para un desarrollo hipotético del regadío del 100, 60 y 20 % del total regable. Valores deducidos para el primer año después de la puesta en riego.

	Desarrollo 100% (64027 ha)		Desarrollo 60% (38416 ha)		Desarrollo 20% (12805 ha)	
	Q_{div} (m ³ ·ha ⁻¹)		Q_{div} (m ³ ·ha ⁻¹)		Q_{div} (m ³ ·ha ⁻¹)	
	8625	10000	8625	10000	8625	10000
Q_{sif} (ha·m)	29504	38308	17702	22985	5901	7662
C_{sif} (mg·L ⁻¹)	2922	2697	2922	2697	2922	2697
M_{sif} (t)	862176	1033010	517305	619806	172435	206602
Masa sales (t·ha ⁻¹) [†]	13.5	16.1	13.5	16.1	13.5	16.1
M_{yeso} (t)	591735	698572	355041	419143	118347	139714
Masa yeso (t·ha ⁻¹)	9.2	10.9	9.2	10.9	9.2	10.9

[†] Incluye la masa de yeso

el polígono de riego de La Violada la masa de sales exportada fue de entre 18 y 20 t ha⁻¹, dependiendo de los años (Aragüés et al., 1990); este valor es más alto que el obtenido para Monegros II debido a que en el polígono de La Violada prácticamente todos los suelos tienen yeso en mayor o menor proporción.

A partir del caudal medio diario de la estación de aforos nº 231 que la Confederación Hidrográfica del Ebro tiene localizada en el barranco de Valcuerna y de las *CE* de las muestras de agua tomadas diariamente, Berga (1993) evaluó la masa de sales que pasa a través de esta estación de aforos para el período enero de 1986 a septiembre de 1990 (Tabla 4.16). Para el régimen natural (período enero a 15-septiembre-1986) la masa anual de sales exportada, extrapolada de los nueve meses, fue de 3041 t. Esta masa de sales aumenta al aumentar la superficie en regadío pasando de 12100 t en 1987 con 500 ha en riego a 21870 t en 1990 con 1200 ha bajo riego. Si descontamos las aportaciones del régimen natural (ya que la superficie en regadío ocupa una parte mínima de su extensión) las cargas unitarias anuales del regadío son de 18.1 t ha⁻¹ en 1987 y 15.7 t ha⁻¹ en 1990. La disminución de la carga unitaria de sales con el tiempo puede achacarse al desarrollo gradual del regadío en la zona. La *CE* del agua en la estación de aforos disminuyó también gradualmente conforme iba aumentando la superficie regada pasando de 13.3 dS m⁻¹ en 1986 en régimen natural hasta 6.7 dS m⁻¹ en el año 1990, de lo que se deduce que los flujos de retorno del riego actúan como diluyentes con respecto a las condiciones naturales.

Tabla 4.16. Aplicación del *CIRFLE* a Monegros II. Masa de sales estimada en la estación de aforos nº231 de la Confederación Hidrográfica del Ebro en el barranco de Valcuerna para el régimen natural (R.N.) y el regadío durante los años 1986 a 1990, (adaptado de Berga, 1993).

	R.N. †		Regadío			
	1986‡	1987	1988	1989	1990	
Superficie regada (ha)		500			1200	
<i>CE</i> (dS·m⁻¹)	13.3	12.9	10.1	10.7	8.4	6.7
Masa de sales (t·año⁻¹)	3041	74699	12100	15320	21400	21870
Carga unitaria regadío (t ha⁻¹)§			18.1			15.7

† Hasta el 15 de septiembre de 1986

‡ A partir del 16 de septiembre de 1986

§ Descontando régimen natural

La carga unitaria de sales media anual estimada por el modelo para el total de la zona regable para el primer año después de la puesta en riego, es de 13.5 y 16.1 t ha⁻¹ para las dotaciones de riego de 8625 y 10000 m³ ha⁻¹ respectivamente. El valor estimado por el *CIRFLE* para una dotación media de 10000 m³ ha⁻¹ es, con respecto al medido en Valcuerna, un 11% inferior para el año 1987 y un 2.5% superior para el año 1990 por lo que, teniendo en cuenta que las dotaciones medias anuales de riego en el regadío de la Valcuerna durante el período 1987-1990 se situaron entre 8000 y 13000 m³ ha⁻¹ (Berga, 1993, pag. 45), las estimaciones realizadas con el *CIRFLE* se consideran razonables. Se puede observar además (Tabla 4.15) que el yeso es responsable del 68% de la salinidad en los flujos de retorno para el primer año después de la puesta en riego para las dos dotaciones de agua simuladas (en las aguas del barranco de Valcuerna el yeso supone aproximadamente el 50% de la salinidad de sus aguas, (Berga, 1993)); la contribución relativa del yeso aumentará conforme se vaya alcanzando una situación de equilibrio. En esa situación la masa de sales en los retornos del riego podrá reducirse en un 18% al disminuir las dotaciones de riego de 10000 a 8625 m³ ha⁻¹.

4.6.2.2 Dinámica de la introducción instantánea del regadío

Además se han realizado simulaciones con el modelo para años sucesivos con el objetivo de evaluar en cuantos años se llegará a una situación estacionaria en cuanto a la concentración de los retornos de riego de Monegros II y cual será el volumen y salinidad de los retornos en esa situación estacionaria. En cada simulación se ha utilizado un valor de la CE_e inicial del suelo igual a la obtenida en la simulación para el valor de la CE_e final del suelo del año anterior. Los coeficientes de lavado se han modificado en la simulación de cada año de acuerdo con el nivel de salinidad inicial del suelo.

Los resultados de esta simulación (Figura 4.13) muestran que, aunque inicialmente la concentración de los retornos es de entre 2700 y 2900 mg·L⁻¹, dependiendo de las dotaciones de riego, esta concentración disminuye rápidamente conforme se lavan las sales del perfil del suelo hasta situarse en valores ligeramente superiores a 1500 mg·L⁻¹, después de ocho años desde el inicio del riego. Aunque la concentración salina de los retornos es inferior para la dotación de riego mayor, la masa de sales es entre un 20% (1 año) y un 29 % (a partir del año quince desde la puesta en riego) superior para la dotación más elevada debido a que el volumen de los retornos es un 30% superior.

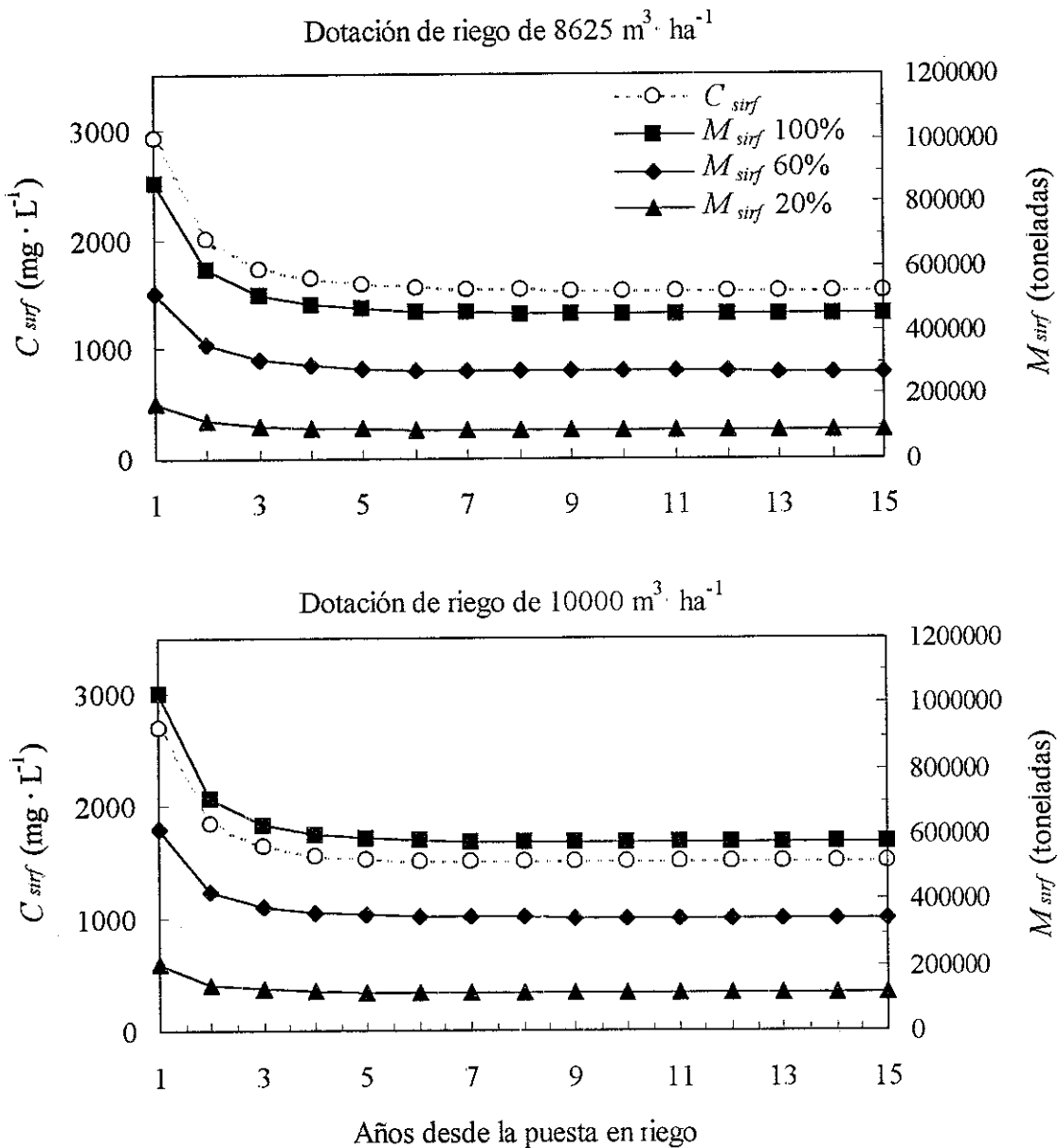


Figura 4.13. Aplicación del CIRFLE a Monegros II. Concentración salina (C_{sirf}) y masa de sales (M_{sirf}) en los retornos de riego de Monegros II para años sucesivos después de la puesta en riego y para un desarrollo hipotético del regadío del 100%, 60% y 20% de la superficie total.

Berga et al. (1990) y trabajos no publicados de la Unidad de Suelos y Riegos del SIA-DGA utilizaron modelos de regresión lineal múltiple para relacionar la concentración salina (expresada como CE) de los ríos de la Cuenca del Ebro con variables tales como la precipitación, la superficie de regadío y secano en las cuencas de recepción y la proporción de suelos afectados por yeso y salinidad, tanto en el regadío como en el secano. A partir de los modelos seleccionados como

estables se estimó, asumiendo que un 80% de los suelos en regadío contenían sales y/o yeso, que la *CE* de los retornos de riego del polígono de riego Monegros II se situará en la horquilla de 2 a 2.5 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ (entre 1650 y 2063 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) cuando se alcance la situación estacionaria. En estos trabajos se recalca que el análisis efectuado no es aplicable a regímenes instantáneos como los producidos durante los primeros años de la transformación y que no se tiene en cuenta la posible interacción de los retornos del riego con las aguas subterráneas salinas presentes en una parte importante de este futuro polígono de riego; por ello, dichas estimas deben considerarse valores mínimos no necesariamente coincidentes con los retornos reales en el caso de producirse esta interacción y mezcla. Estos valores son ligeramente superiores a los obtenidos en la simulaciones con el *CIRFLE* para la situación estacionaria ($\cong 1500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) pero hay que tener en cuenta que en las simulaciones realizadas con *CIRFLE* se ha considerado que 43558 ha de las 64027 contienen sales y/o yeso frente a las 52800 ha consideradas afectadas por yeso y/o sales en los modelos de regresión lineal múltiple.

Este valor, estimado para una situación de régimen permanente con yeso en exceso en el suelo, irá disminuyendo progresivamente conforme se agote el mismo, hasta alcanzar un valor final estacionario igual a 346 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ cuando no exista yeso en el suelo. El tiempo necesario para llegar a esta situación no se ha podido estimar ya que sólo se dispone de datos cualitativos sobre la presencia de yeso en el suelo. Hay que tener en cuenta sin embargo que este proceso es muy lento dada la relativamente baja solubilidad del yeso. Por ejemplo, en el polígono de riego de La Violada (Monegros I), transformado hace más de 40 años, el porcentaje de yeso medido en el suelo era del 3.6 % en el año 1981 (Torres, 1983) y sus aguas de drenaje van prácticamente saturadas en este mineral. Asimismo, debe recalcar que la salinidad debida al yeso no es negativa para la mayoría de los cultivos, mientras que es beneficiosa para el mantenimiento de la estabilidad estructural de los suelos. Sin embargo, este tipo de salinidad es potencialmente más negativa para usos urbanos e industriales debido a su dureza relativamente elevada.

4.6.2.3. Introducción gradual del regadío

La evolución temporal de la concentración y masa de sales en los retornos de riego de Monegros II para una introducción gradual del regadío y para dotaciones unitarias de 8625 y 10000 $\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ se presenta en la Figura 4.14. Con la introducción gradual asumida del regadío las máximas concentraciones de los retornos del riego se producen en el quinto año después del

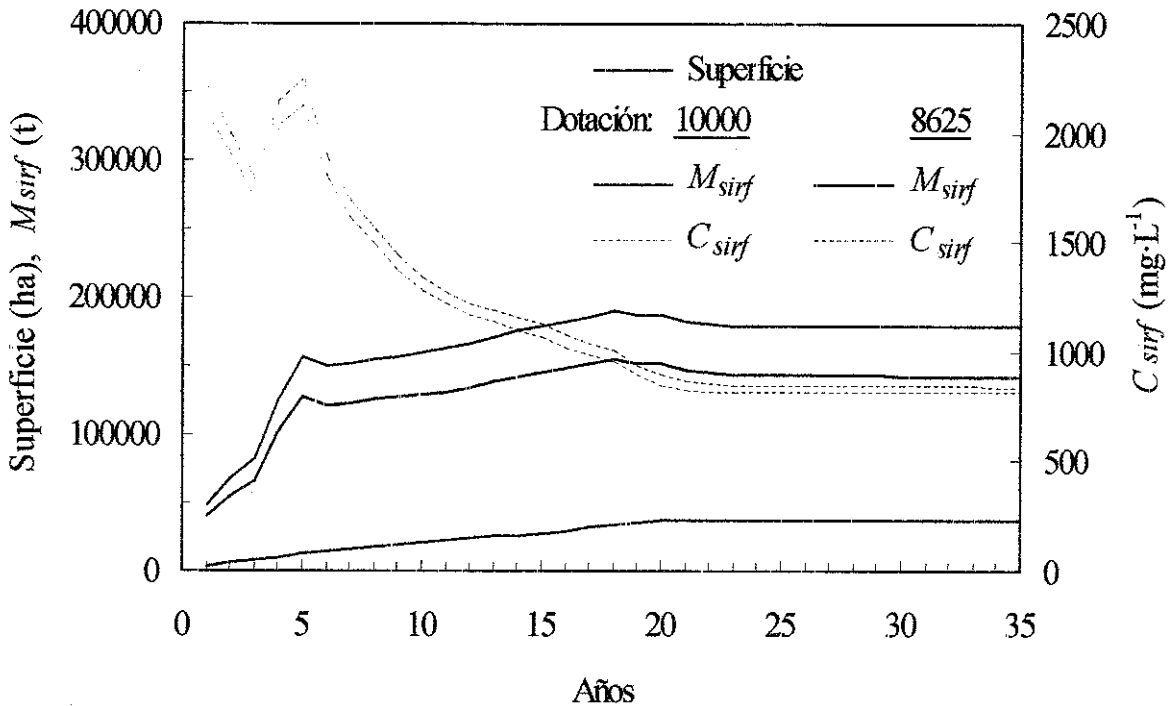


Figura 4.14. Aplicación del CIRFLE a Monegros II: Evolución temporal de la concentración salina (C_{sirf}) y masa de sales (M_{sirf}) en los retornos de riego de Monegros II asumiendo un desarrollo gradual del regadío y dotaciones de riego unitarias de 8625 y 10000 $\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$

inicio del desarrollo del regadío con unos valores de 2249 y 2131 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para las dotaciones de 8625 y 10000 $\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ respectivamente; esta concentración disminuye gradualmente después de 25 años de inicio del regadío hasta alcanzar valores estacionarios de 842 y 813 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Los valores de la concentración de los retornos de riego para la situación estacionaria son claramente inferiores a los obtenidos en la dinámica de la introducción instantánea del regadío ($\cong 1500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) debido a que en esta introducción gradual no se ha incluido la superficie que está en estudio dentro del Plan de ordenación de recursos de la zona. Dado que esos suelos tienen todos yeso, la proporción considerada de suelos con este mineral ha sido menor, 19.5% frente al 50% de la situación anterior.

Aunque la concentración de los retornos es mayor para la dotación de riego menor, la masa de sales es entre un 18% (primeros años) y un 20% (a partir del año 22) menor para la dotación de riego de 8625 $\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$. La emisión unitaria de sales es así menor para la dotación de riego de 8625 $\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ siendo inicialmente de 10 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Figura 4.15) y disminuyendo a 5 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$

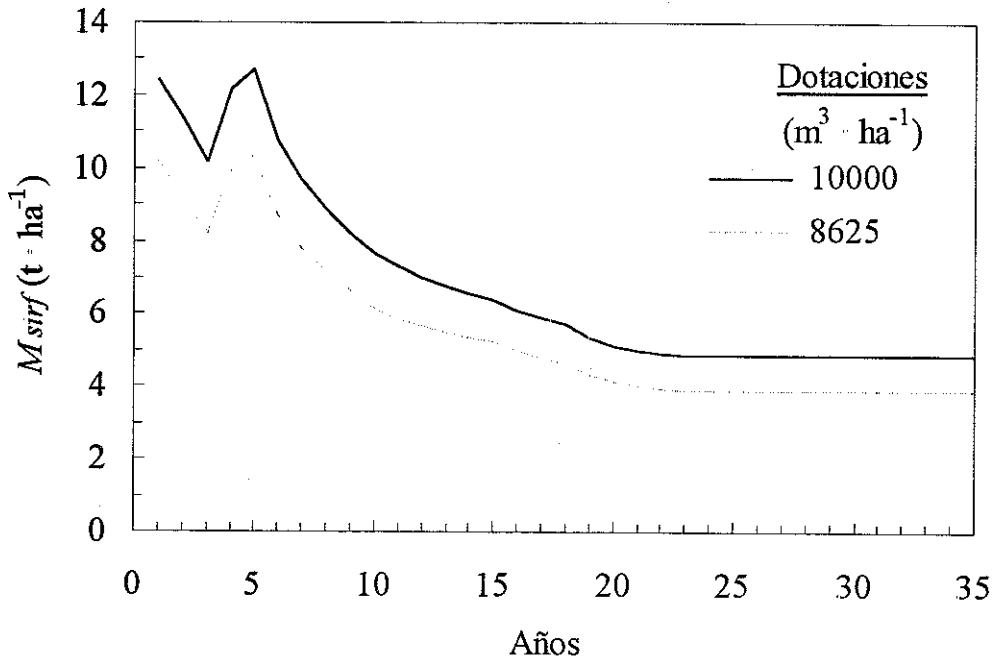


Figura 4.15. Aplicación del *CIRFLE* a Monegros II. Evolución temporal de la emisión de sales por hectárea del regadío de Monegros II asumiendo un desarrollo gradual del regadío y dotaciones de riego unitarias de 8625 y 10000 m³·ha⁻¹.

después de 20 años del inicio de la puesta en riego

Tanto en esta simulación como en la simulación dinámica realizada para una introducción instantánea del regadío hay que tener en cuenta que en algunos casos se pueden producir aportes salinos, principalmente en los meses de precipitaciones más altas, de zonas adyacentes en situación topográficamente más elevada que el regadío. Aunque estos aportes se producirían de igual modo en el caso de que no existiese el regadío, la movilización de estas sales de las zonas regadas será más rápida y por tanto los valores reales de la concentración de los retornos pueden ser más altos que los simulados con el *CIRFLE*, pudiendo además ocurrir que la concentración de sales en las zonas regadas no disminuya con el tiempo sino que llegue a estabilizarse debido a la contribución de estos aportes externos, que hay que recalcar se movilizarían de un modo más lento en caso de no existir el regadío.

4.6.2.4. Interacción con los freáticos

El modelo utilizado en este trabajo predice el volumen y salinidad de los retornos

después de que el agua atraviese la zona de raíces de los cultivos, pero no contempla la salinización potencial de los retornos debida a la posible presencia de materiales salinos por debajo de la zona de raíces y/o a la posible interacción con los freáticos salinos existentes. Hasta la fecha, sólo se han detectado freáticos salinos generalizados en Monegros II en la zona endorréica al sur de Bujaraloz, pero no puede descartarse la presencia de futuros freáticos inducidos por la recarga del riego.

El funcionamiento hidrogeológico de Monegros II y, en particular, el efecto hipotético del riego sobre el mismo no se conoce con suficiente precisión, aunque en los últimos años se han efectuado algunos trabajos al respecto. Berga (1993) analizó el efecto del riego sobre las superficies de inundación de las lagunas considerando una dotación de riego de $8625 \text{ m}^3\text{-ha}^{-1}$ y eficiencias del riego del 60% y el 80%, concluyendo que en el 50% de los casos los incrementos de superficie serán poco importantes (<10%), en tanto que para el 21% de las mismas dichos incrementos podrían llegar a ser superiores al 100%. En cuanto a la salinidad de las aguas subterráneas próximas a las lagunas, la *CE* media es de 6.2 a 7.3 dS m^{-1} ; este valor estaría indicando la salinidad de las aguas subterráneas con la que es posible que interaccionen las aguas de drenaje subsuperficial de Monegros II.

A pesar de la incertidumbre derivada de la falta de información, Samper y colaboradores (proyecto CICYT AGR89-0146, Informe final) concluyeron que la interacción con los freáticos salinos en esta zona endorréica de Monegros II supondría un aumento sustancial de la salinidad de los retornos que alcanzaría valores de hasta 6000 mg L^{-1} (en torno a 7 dS m^{-1}) durante los primeros años, no llegándose hasta una situación estacionaria (para la cual la salinidad sería de unos 3000 mg L^{-1} o 3.5 dS m^{-1}) hasta después de 50 años de la transformación de Monegros II en riego. Estas cifras, necesariamente aproximadas, indican que la salinidad de los retornos podría aumentar hasta en 2 veces caso de existir interacción con los freáticos, lo que ilustra una vez más la necesidad incuestionable de alcanzar elevadas eficiencias y uniformidades en la aplicación del agua de riego en Monegros II con el objetivo de minimizar el volumen de las aguas de percolación y, por lo tanto, la recarga de los acuíferos y subsiguiente impacto potencial negativo sobre la calidad de las aguas del río Ebro, aspecto que se desarrolla en el siguiente capítulo.

4.7. IMPACTO DEL REGADÍO DE MONEGROS II SOBRE LA SALINIDAD DEL RÍO EBRO.

4.7.1. Metodología

Las simulaciones efectuadas con el modelo permiten evaluar el efecto potencial de los retornos de riego de Monegros II sobre la salinidad de las aguas del tramo medio del río Ebro. Como referencia actual de salinidad del río Ebro en su tramo medio se han seleccionado tres estaciones, las localizadas en Sástago, Mequinenza y Ribarroja. Mequinenza es la estación del Ebro más próxima aguas abajo del área en la que retornan los efluentes de Monegros II al Ebro. Sin embargo, los datos de esta estación están influenciados por los procesos temporales de mezcla que se producen en el embalse del mismo nombre, razón por la cual se ha seleccionado también como referencia la estación más próxima aguas arriba que es Sástago. Asimismo, dado que después del embalse de Mequinenza confluye en el Ebro el sistema Cinca-Segre que diluye las aguas del Ebro, se ha seleccionado también como referencia la estación más próxima aguas abajo de esta confluencia, que es la de Ribarroja.

Dados los bajos caudales relativos medidos en el río Ebro en la década de los noventa (debidos fundamentalmente al descenso de la precipitación en esos años) se han seleccionado los datos medios de caudal y salinidad (*CE*) del período 1975/1990, ya que la utilización de los datos de los años 90 sobrevaloraría sustancialmente el efecto de los retornos de Monegros II. Ello es así porque un descenso del caudal del Ebro implica un incremento de su salinidad (Capítulo 2), de tal manera que la masa final de sales en una situación normal y de sequía es relativamente parecida. Al sumar esta masa con la proveniente de Monegros II y dividirla por la suma de los volúmenes de agua (Ebro + Monegros II) para estimar la concentración salina, es evidente que ésta será tanto mayor cuanto menor sea el caudal del Ebro. La aportación media anual durante el período 1975/1990 de las estaciones del Ebro en Sástago, Mequinenza y Ribarroja ha sido de 7183, 8557 y 11585 Hm³ respectivamente con una *CE* media anual ponderada por el caudal de 0.896, 0.839 y 0.811 dS·m⁻¹ que, utilizando el factor de conversión dado en la Tabla 2.13 (1 dS m⁻¹ = 658, 631 y 627 mg L⁻¹), equivalen a 590, 530 y 508 mg L⁻¹ de sales respectivamente.

Antes de evaluar el impacto de los retornos del riego de Monegros II, debe tenerse en cuenta que para el riego de Monegros II se detraen aguas de los ríos Gállego (Canal de Monegros)

y Cinca (Canal del Cinca) y, en el futuro, del río Aragón a través del canal de las Bardenas. El riego en Monegros II implica por consiguiente la detracción de aguas de baja salinidad que dejan de fluir por los ríos Gallego y Cinca, disminuyendo la capacidad de dilución en estos ríos y en último término en el río Ebro. Aunque la detracción de aguas del río Cinca no tiene efecto sobre las estaciones de referencia localizadas en Sástago y Mequinenza ya que este río confluye en el Ebro aguas abajo de estas estaciones, ante la imposibilidad de separar las aguas que vienen de una y otra Cuenca se ha asumido un sistema simplificado en el que toda la detracción de agua para el riego de Monegros II proviene del río Gállego, tal como se representa esquemáticamente en la Figura 4.16. La concentración salina del agua del río Gallego detráida para el riego de Monegros II se ha tomado como 224 mg L^{-1} , igual a la utilizada en la aplicación del modelo.

La estimación del incremento de salinidad de las aguas del Ebro debido a los retornos de riego de Monegros II se ha efectuado a través de un balance de masas; esto es, se han sumado las respectivas aportaciones de agua (Hm^3) y sales (t) de los retornos de Monegros II y de las estaciones de referencia del Ebro y se han calculado las concentraciones salinas resultantes de la mezcla de estas aguas dividiendo la masa por el volumen (esto es, se asume una mezcla completa instantánea)

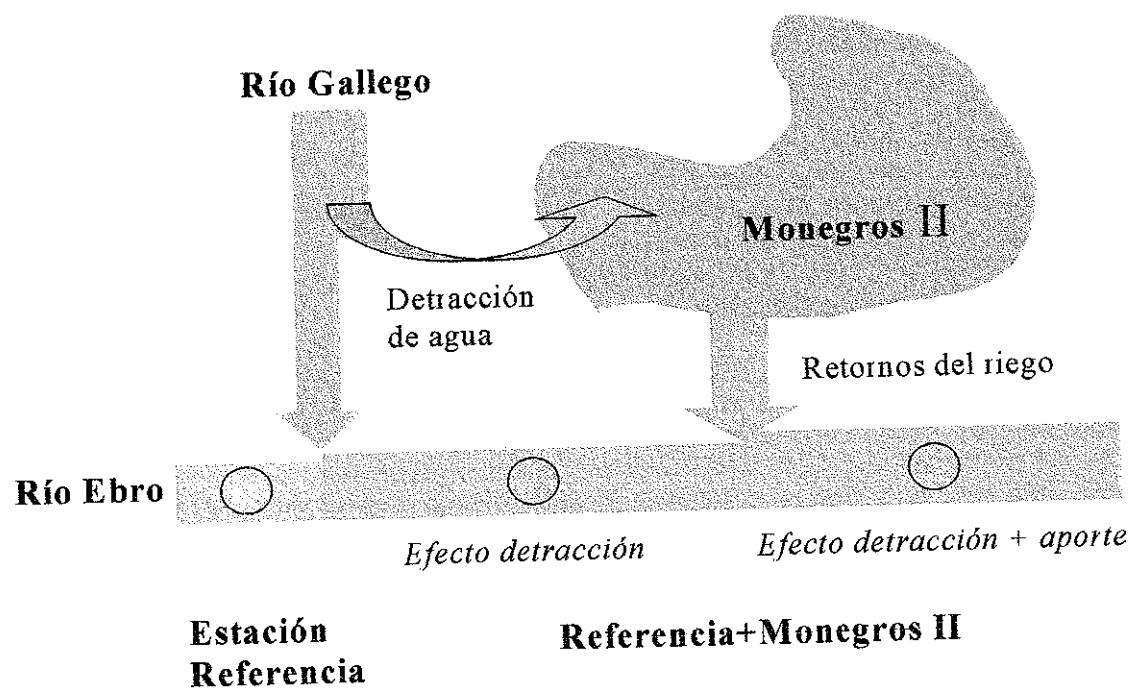


Figura 4.16. Impacto del regadío de Monegros II: Esquema utilizado para evaluar el impacto potencial del regadío de Monegros II sobre la salinidad del río Ebro

4.7.2. Resultados y Discusión

4.7.2.1. Efecto de la detención de agua para riego

El efecto de la detención de agua para el riego de Monegros II sobre la aportación de agua y sales de las tres estaciones de referencia (Sástago, Mequinenza y Ribarroja) se presenta en la Tabla 4.17 para las seis situaciones hipotéticas consideradas (desarrollos del regadío del 100%, 60% y 20% y volúmenes unitarios de riego de 8625 y 10000 m³·ha⁻¹)

El efecto de la detención de caudales para riego supone lógicamente una disminución de la aportación media anual de las estaciones de referencia tanto mayor conforme mayor es el desarrollo del regadío y el volumen unitario del riego en Monegros II. El efecto es mayor en la estación de Sástago que en la de Mequinenza y en ésta mayor que en la de Ribarroja debido al aumento del caudal del Ebro conforme se desciende en su cauce. Así, las máximas detenciones (riego del 100% de Monegros II con 10000 m³·ha⁻¹) implican un descenso de las aportaciones del Ebro del 8.9% en Sástago, 7.5% en Mequinenza y 5.5% en Ribarroja, mientras que las mínimas detenciones (riego del 20% de Monegros II con 8625 m³·ha⁻¹) implican unos descensos de las aportaciones en el Ebro de tan sólo el 1.5% o inferiores (Tabla 4.17).

La detención de caudales del Gállego para el riego de Monegros II tiene un efecto mucho menor sobre la masa de sales circulante en el Ebro, ya que las aguas detraídas son de muy baja salinidad. Así, estas disminuciones son del 3.4%, 3.2% y 2.4% (situación de mayor detención) y del 0.6%, 0.5% y 0.4% (situación de menor detención) de la masa de sales media (período 1975-90) de las tres estaciones de referencia, respectivamente.

El resultado último sobre la concentración salina del Ebro es que ésta aumenta entre un 6.1% (situación de mayor detención, estación de Sástago) y un 0.5% (situación de menor detención, estación de Ribarroja) respecto al valor medio del período 1975-90. Para una situación a largo plazo (100 % de desarrollo) y un riego eficiente (8625 m³·ha⁻¹) se estima que la detención de agua del río Gállego para el riego de Monegros II supondrá un incremento de la salinidad actual del río Ebro del 5.2% en Sástago, 4.0% en Mequinenza y 2.8% en Ribarroja (Tabla 4.17).

Tabla 4.17. Impacto del regadío de Monegros II. Efecto de la detracción de agua para el riego en Monegros II sobre el aporte (Q), la concentración media (C) y la masa de sales (M) del río Ebro en tres estaciones de referencia. Valores calculados para unos desarrollos del riego en Monegros II del 100, 60 y 20 %, y para unos volúmenes aplicados de agua de riego de 8625 y 10000 m³·ha⁻¹.

	MEDIA (1975-90)	Desarrollo 100 % (64027 ha)		Desarrollo 60 % (38416 ha)		Desarrollo 20 % (12805 ha)	
		8625	10000	8625	10000	8625	10000
Estación de referencia – Sástago							
Q (Hm ³)	7183	6630 (-7.7%)	6543 (-8.9%)	6852 (-4.6%)	6799 (-5.3%)	7072 (-1.5%)	7055 (-1.8%)
M (t·10 ³)	4236	4113 (-2.9)	4093 (-3.4%)	4162 (-1.8%)	4150 (-2.0%)	4212 (-0.6%)	4208 (-0.7%)
C (mg·L ⁻¹)	590	620 (+5.2%)	626 (+6.1%)	607 (+3.0%)	610 (+3.5%)	595 (+1.0%)	596 (+1.1%)
Estación de referencia – Mequinenza							
Q (Hm ³)	8557	8005 (-6.5%)	7917 (-7.5%)	8226 (-3.9%)	8173 (-4.5%)	8446 (-1.3%)	8429 (-1.5%)
M (t·10 ³)	4532	4408 (-2.7)	4389 (-3.2%)	4458 (-1.6%)	4446 (-1.9%)	4507 (-0.5%)	4503 (-0.6%)
C (mg·L ⁻¹)	530	551 (+4.0%)	554 (+4.7%)	542 (+2.3%)	544 (+2.7%)	534 (+0.8%)	534 (+0.9%)
Estación de referencia – Ribarroja							
Q (Hm ³)	11586	11033 (-4.8%)	10945 (-5.5%)	11254 (-2.9%)	11201 (-3.3%)	11475 (-1.0%)	11458 (-1.1%)
M (t·10 ³)	5889	5765 (-2.1)	5746 (-2.4%)	5815 (-1.3%)	5803 (-1.5%)	5864 (-0.4%)	5860 (-0.5%)
C (mg·L ⁻¹)	508	523 (+2.8%)	525 (+3.3%)	517 (+1.6%)	518 (+1.9%)	511 (+0.5%)	511 (+0.6%)

4.7.2.2. Efecto de la introducción instantánea del regadío

El efecto de los retornos después del primer año de la puesta en riego de Monegros II sobre los valores de Q , M y C de las estaciones de referencia se presentan en la Tabla 4.18. Hay que recalcar el hecho ya señalado de que estos resultados corresponden a la hipótesis más desfavorable en la que se asume que los respectivos desarrollos del regadío del 100, 60 y 20% se establecen

Tabla 4.18. Impacto del regadío de Monegros II. Efecto aporte de los retornos de Monegros II estimados por el *CIRFLE* (ver Tabla 4.15) sobre el aporte (Q), la concentración media (C) y la masa de sales (M) de las tres estaciones de referencia del Ebro para el primer año después de la puesta en riego. Valores calculados para unos desarrollos instantáneos del riego en Monegros II del 100, 60 y 20%, y para unos volúmenes aplicados de agua de riego de 8625 y 10000 m³·ha⁻¹.

	MEDIA (1975-90)	Desarrollo 100 % (64027 ha)		Desarrollo 60 % (38416 ha)		Desarrollo 20 % (12805 ha)	
		8625	10000	8625	10000	8625	10000
Estación de referencia – Sástago							
Q (Hm ³)	7183	7478	7566	7360	7413	7242	7260
M (t·10 ³)	4236	5099	5269	4754	4856	4409	4443
		(+20%)	(+24%)	(+12%)	(+15%)	(+4%)	(+5%)
C (mg·L ⁻¹)	590	682	696	646	655	609	612
		(+16%)	(+18%)	(+10%)	(+11%)	(+3%)	(+4%)
Estación de referencia – Mequinenza							
Q (Hm ³)	8557	8852	8940	8734	8787	8616	8633
M (t·10 ³)	4532	5394	5565	5049	5152	4705	4739
		(+19%)	(+23%)	(+11%)	(+14%)	(+4%)	(+5%)
C (mg·L ⁻¹)	530	609	623	578	586	546	549
		(+15%)	(+18%)	(+9%)	(+11%)	(+3%)	(+4%)
Estación de referencia – Ribarroja							
Q (Hm ³)	11586	11881	11969	11763	11815	11645	11662
M (t·10 ³)	5889	6751	6922	6406	6509	6062	6096
		(+15%)	(+18%)	(+9%)	(+11%)	(+3%)	(+4%)
C (mg·L ⁻¹)	508	568	578	545	551	521	523
		(+12%)	(+14%)	(+7%)	(+8%)	(+2%)	(+3%)

de forma instantánea en el primer año. En la práctica, dicho establecimiento es paulatino, por lo que la carga de sales en los retornos se reparte en un período de tiempo superior al año.

El volumen unitario del riego en Monegros II tiene un efecto relativamente importante sobre la concentración salina del río Ebro, aumentando ésta última al aumentar los volúmenes de riego debido fundamentalmente a un mayor lavado de sales y, en particular, a una mayor disolución del yeso. Así, en el caso de un desarrollo del regadío del 100% con un volumen unitario de riego de $8625 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ las concentraciones estimadas del río Ebro en las estaciones de referencia para el promedio del año se sitúan en 682, 609 y $568 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (ascensos de 92, 79 y $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ respectivamente), mientras que para un volumen unitario de riego de $10000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ las concentraciones estimadas son de 696, 623 y $578 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (ascensos de 106, 93 y $70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ respectivamente). En el caso de un desarrollo del regadío del 60%, situación más real, estos ascensos son menos acusados y se sitúan entre 36 y $65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, mientras que para un desarrollo del regadío del 20% los aumentos se sitúan entre 12 y $22 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. En definitiva, con la hipótesis más negativa de introducción instantánea del regadío en un año, la salinidad del Ebro aumenta entre un máximo del 18% en Sástago y un mínimo del 2% en Ribarroja (Tabla 4.18).

El aumento de salinidad en las tres estaciones de referencia del río Ebro debido al efecto conjunto de detracción (Tabla 4.17) y aporte (Tabla 4.18) se presenta en la Tabla 4.19. El volumen unitario de riego no tiene efecto sobre la aportación total del río en las tres estaciones de referencia ya que una de las hipótesis en la aplicación del modelo *CIRFLE* ha sido que la percolación profunda era nula, lo que implica que toda el agua que no es utilizada por el cultivo retorna al sistema. Sin embargo en el caso de existir percolación profunda el aporte medio en las tres estaciones disminuiría al aumentar el volumen de riego unitario.

Los mayores aumentos de salinidad se producen lógicamente en la estación de referencia de Sástago por tener la aportación más baja. La concentración salina aumenta al aumentar el volumen de riego unitario en Monegros II debido a los efectos detracción y aporte. La masa de sales también aumenta, aunque en menor medida que la concentración debido al efecto detracción.

En el caso de un desarrollo del regadío del 100% y un volumen unitario de riego de $8625 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ las concentraciones estimadas del río Ebro en las tres estaciones de referencia para el promedio del año son de 718, 635 y 582, lo que supone ascensos de 128, 105 y $77 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Tabla 4.19. Impacto del regadío de Monegros II. Efecto conjunto de la detracción de agua y el aporte de los retornos de Monegros II sobre el aporte (Q), la concentración media (C) y la masa de sales (M) de las tres estaciones de referencia para el primer año después de la puesta en riego. Valores calculados para unos desarrollos instantáneos del riego en Monegros II del 100, 60 y 20 %, y para unos volúmenes aplicados de agua de riego de 8625 y 10000 m³·ha⁻¹.

	MEDIA (1975-90)	Desarrollo 100 % (64027 ha)		Desarrollo 60 % (38416 ha)		Desarrollo 20 % (12805 ha)	
		8625	10000	8625	10000	8625	10000
Estación de referencia – Sástago							
Q (Hm ³)	7183	6926	6926	7029	7029	7131	7131
M (t·10 ³)	4236	4975 (+17%)	5126 (+21%)	4630 (+9%)	4713 (+11%)	4285 (+1%)	4300 (+1%)
C (mg·L ⁻¹)	590	718 (+22%)	740 (+25%)	666 (+13%)	679 (+15%)	615 (+4%)	619 (+5%)
Estación de referencia – Mequinzenza							
Q (Hm ³)	8557	8300	8300	8406	8403	8505	8505
M (t·10 ³)	4532	5271 (+16%)	5422 (+20%)	4975 (+9%)	5066 (+11%)	4680 (+1%)	4710 (+1%)
C (mg·L ⁻¹)	530	635 (+20%)	653 (+23%)	592 (+12%)	603 (+14%)	550 (+4%)	554 (+5%)
Estación de referencia – Ribarroja							
Q (Hm ³)	11586	11328	11328	11431	11431	11534	11534
M (t·10 ³)	5889	6628 (+13%)	6779 (+15%)	6283 (+7%)	6366 (+8%)	5938 (+1%)	5952 (+1%)
C (mg·L ⁻¹)	508	585 (+15%)	598 (+18%)	554 (+9%)	562 (+11%)	523 (+3%)	526 (+3%)

respectivamente, mientras que para el caso de un volumen de riego unitario de 10000 m³·ha⁻¹ las concentraciones estimadas son de 740, 653 y 598 mg·L⁻¹ con ascensos de la concentración salina de 150, 123 y 90 mg·L⁻¹ respectivamente. En el caso de un desarrollo del regadío del 60%, situación más real, estos ascensos son menos acusados y se sitúan entre 46 y 89 mg·L⁻¹, mientras que para un desarrollo del regadío del 20% los aumentos se sitúan entre 12 y 29 mg·L⁻¹.

dependiendo del volumen unitario de riego y la estación de referencia seleccionada. En definitiva, con la hipótesis más negativa de introducción instantánea del regadío en un año, el aumento de la salinidad del Ebro debido al efecto detracción y aporte oscila entre un máximo del 25% en Sástago y un mínimo del 3% en Ribarroja (Tabla 4.19).

El efecto aporte es mucho más importante que el efecto detracción, tal como se ilustra en la Figura 4.17 para la estación de referencia de Sástago. En esta estación es donde el efecto detracción tiene una mayor importancia relativa debido a unos volúmenes de agua circulantes más bajos. Así, para un desarrollo del regadío del 100% y una dotación del riego de $8625 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ la salinidad del Ebro aumenta en un 5.2% por el efecto detracción y en un 16% por el efecto aporte. Para una dotación de $10000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ dichos aumentos son del 6.1% por el efecto detracción y del 18% por el efecto aporte. La relación entre el aumento de concentración salina debido a los efectos detracción y aporte es prácticamente independiente de la dotación del riego, y la influencia relativa del efecto aporte frente al efecto detracción aumenta muy ligeramente al disminuir el desarrollo del regadío (efecto aporte/efecto detracción igual a 3 para un desarrollo del 100% frente a 3.3 para un desarrollo del 20%). En las estaciones de Mequinenza y Ribarroja el efecto aporte es todavía más importante, de tal manera que la relación efecto aporte/efecto detracción es igual a 3.8 (Mequinenza) y 4.2 (Ribarroja) para un desarrollo del regadío del 100% e igual a 4.2 (Mequinenza) y 4.5 (Ribarroja) para un desarrollo del regadío del 20%.

En conclusión el efecto del desarrollo del regadío Monegros II sobre la salinidad media anual de las aguas del río Ebro en su tramo medio para el primer año posterior a una introducción instantánea del regadío (situación hipotética más desfavorable) supone aumentos de entre $150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en Sástago para un desarrollo del regadío del 100% y una dotación del riego de $10000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ y $15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ en Ribarroja para un desarrollo del regadío del 20% y una dotación de riego de $8625 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. Para la situación más realista de desarrollo del regadío del 60% y una dotación del riego de $8625 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ la salinidad del río Ebro aumentaría un 13% en Sástago, un 12% en Mequinenza y un 9% en Ribarroja. Debe recalcar que estos incrementos de salinidad son máximos hipotéticos considerando una introducción instantánea del 60% del regadío Monegros II, situación que no responde a la realidad ya que dicho regadío se está introduciendo de forma lenta a lo largo de una serie amplia de años.

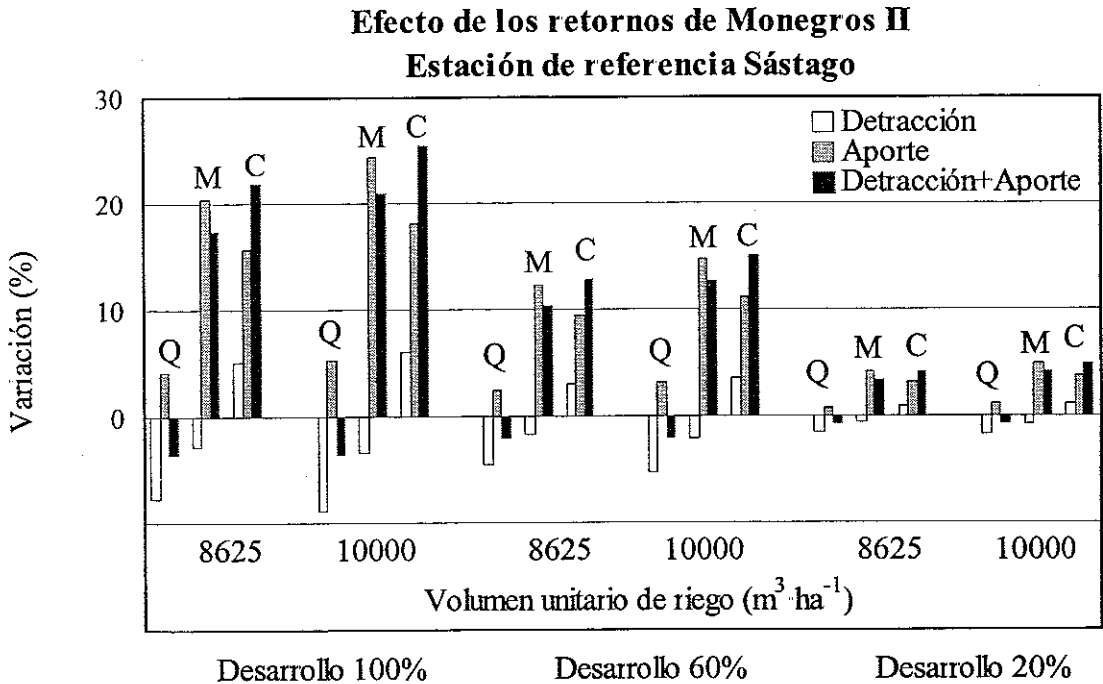


Figura 4.17. Impacto del regadío de Monegros II. Estudio comparativo del efecto detracción y efecto aporte del regadío de Monegros II sobre el aporte (*Q*), la concentración media (*C*) y la masa de sales (*M*) de la estación de referencia en Sástago, para desarrollos del regadío del 100%, 60% y 20% y volúmenes aplicados de agua de riego de 8625 y 1000 m³·ha⁻¹.

4.7.2.3. Efecto dinámico de la introducción instantánea del regadío

La evolución de la salinidad media anual del río Ebro en las tres estaciones de referencia para años consecutivos después de una introducción instantánea del regadío en el año 0 se presenta en la Tabla 4.20 para los tres desarrollos hipotéticos del regadío del 100, 60 y 20% y para las dosis unitarias de riego de 8625 y 10000 m³·ha⁻¹. Aproximadamente después de unos 10 años se llega a una situación estacionaria en la que la concentración se estabiliza, dependiendo del desarrollo del regadío, en unos valores de entre 659 y 603 mg·L⁻¹ (dotación de 8625 m³·ha⁻¹) y entre 674 y 604 (dotación de riego de 10000 m³·ha⁻¹) en Sástago, 585 a 541 mg·L⁻¹ (dotación de 8625 m³·ha⁻¹) y 598 a 541 mg·L⁻¹ (dotación de 10000 m³·ha⁻¹) en Mequinenza, y 549 a 516 mg·L⁻¹ (dotación de 8625 m³·ha⁻¹) y 558 a 517 mg·L⁻¹ (dotación de 10000 m³·ha⁻¹) en Ribarroja. Para esta situación de régimen estacionario prácticamente todas las sales del suelo se han lavado excepto el yeso, razón por la cual la concentración permanece constante.

Respecto al valor inicial de partida de la salinidad del río Ebro en las tres estaciones de referencia (año 0: 590, 530 y 508 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en Sástago, Mequinenza y Ribarroja, respectivamente) el aumento de salinidad media anual inducido por el regadío Monegros II es moderado, situándose para la situación más desfavorable (desarrollo del regadío del 100% y dotación de riego de $10000 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$) en unos incrementos máximos de 84 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (+14%) en Sástago, 68 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (+13%) en Mequinenza y 50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (+10%) en Ribarroja, de los que 36, 25 y 17 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ son debidos al “efecto detracción” de agua para riego. Si se considera un desarrollo del regadío del 60% y una dotación de riego de $8625 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ estos aumentos son de 41 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (+7%), 33 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (+6%) y 24 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (+5%) en las respectivas estaciones, de los que 17, 12 y 9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ son debidos al efecto detracción. Estos resultados permiten concluir que el impacto a largo plazo (régimen permanente) de Monegros II sobre la salinidad del Ebro en las tres estaciones evaluadas es moderado e inferior al 14% en la situación más desfavorable (100% de desarrollo del regadío y dotación de $10000 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$) y al 7% en la situación más real (60% de desarrollo del regadío y dotación de $8625 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$).

Los valores que se presentan en la Tabla 4.20 indican que la salinidad del río Ebro es mayor para la dotación de riego más elevada, especialmente para los primeros años posteriores a la introducción instantánea del regadío en Monegros II. Así, para el año 1 y un desarrollo del regadío del 100% la salinidad estimada del Ebro es de 740 frente a 718 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Sástago), 653 frente a 635 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Mequinenza) y 598 frente a 585 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Ribarroja) para las situaciones de mayor y menor dotación de riego, respectivamente. Debido al mayor lavado de sales en la situación de mayor dotación, la salinidad del Ebro se estabiliza en un menor período de tiempo, aunque lo hace a un valor ligeramente más elevado (674 frente a 659, 598 frente a 585 y 558 frente a 549 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para las respectivas estaciones) debido tanto al mayor efecto detracción como a una mayor masa de yeso disuelto en el caso de la dotación de riego más elevada. Estos resultados permiten concluir que la utilización de dotaciones de riego ajustadas a las necesidades hídricas de los cultivos es una de las claves fundamentales para minimizar el efecto negativo de los retornos en los primeros años después de la puesta en riego de Monegros II sobre la salinidad del río Ebro.

Debe recalcar que el escenario planteado en este apartado maximiza el impacto negativo de Monegros II sobre el Ebro debido a que asume una introducción instantánea del

Tabla 4.20. Impacto del regadío de Monegros II. Evolución de la concentración salina media anual (C , $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) para una introducción instantánea del regadío (año 0) de Monegros II, en las estaciones de referencia de Sástago, Mequinenza y Ribarroja. Valores calculados para unos desarrollos del regadío del 100, 60 y 20%, y para unas dotaciones de riego de 8625 y 10000 $\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$.

	Desarrollo 100 % (64027 ha)		Desarrollo 60 % (38416 ha)		Desarrollo 20 % (12805 ha)	
	$Q_{\text{diw}} (\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1})$		$Q_{\text{diw}} (\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1})$		$Q_{\text{diw}} (\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1})$	
	8625	10000	8625	10000	8625	10000
Estación de referencia – Sástago: C_{media} (año 0) = 590 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$						
Año 1	718	740	666	679	615	619
Año 2	680	694	643	651	607	610
Año 5	661	676	632	641	604	607
Año 10	659	674	631	640	603	606
Año 25	659	674	631	640	603	606
Estación de referencia – Mequinenza: C_{media} (año 0) = 530 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$						
Año 1	635	653	592	603	550	554
Año 2	603	615	573	580	544	546
Año 5	588	600	564	571	541	543
Año 10	586	598	563	570	541	543
Año 25	585	598	563	570	541	543
Estación de referencia – Ribarroja: C_{media} (año 0) = 508 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$						
Año 1	585	598	554	562	523	526
Año 2	561	570	540	545	519	520
Año 5	550	559	533	539	517	518
Año 10	549	558	532	538	516	518
Año 25	549	558	532	538	516	518

regadío, pero lo minimiza desde el punto de vista de que no contempla la posibilidad de la interacción de los flujos de retorno con posibles materiales salinos (lutitas sódicas; A. Beltrán, comunicación personal) presentes en profundidad en gran parte de los suelos de Monegros II o la interacción con aguas freáticas de salinidad relativamente elevada. Estos aspectos serán tratados en un apartado posterior de esta Memoria.

4.7.2.4. Introducción gradual del regadío

El efecto de una introducción gradual del regadío en Monegros II (ver Tabla 4.13) sobre la salinidad del río Ebro en las tres estaciones seleccionadas se presenta en la Figura 4.18. Tal como se discutió anteriormente, en esta simulación la superficie final de riego en Monegros II es de 36790 ha y el porcentaje de suelos con yeso es menor que el considerado en las simulaciones anteriores, razones por las que la salinización del río Ebro en su tramo medio está más suavizada.

Los resultados de la Figura 4.18 indican que la salinidad del río Ebro aumenta de forma significativa durante los primeros cinco años, período en el que se produce el lavado de la mayor parte de las sales solubles presentes en el suelo. El incremento de salinidad a partir de dicho año es sustancialmente menor, alcanzándose los valores más elevados en el año 18 después del inicio del riego, con aumentos de 24, 19 y 14 mg L⁻¹ (o incrementos porcentuales del 4.0%, 3.6% y 2.7%) en las tres estaciones de referencia (Sástago, Mequinenza y Ribarroja) para la dotación de riego de 8625 m³·ha⁻¹ y de 27, 22 y 16 mg L⁻¹ (o incrementos porcentuales del 4.6%, 4.1% y 3.1%) para la dotación de 10000 m³·ha⁻¹. Veinticinco años después del inicio del riego estos aumentos se estabilizan en Sástago, Mequinenza y Ribarroja en valores de 22, 18 y 13 mg L⁻¹ (o incrementos porcentuales del 3.8%, 3.3% y 2.5%) para la dotación de 8625 m³·ha⁻¹ y de 26, 20 y 15 mg L⁻¹ (o incrementos porcentuales del 4.4%, 3.9% y 2.9%) para la dotación de 10000 m³·ha⁻¹.

Estos incrementos estimados para una situación de régimen permanente disminuirán conforme se disuelva el yeso presente en el suelo. El tiempo necesario para llegar a esta situación no se ha podido estimar (sólo se dispone de datos cualitativos sobre la presencia de yeso) aunque este proceso es muy lento dada la relativamente baja solubilidad del yeso.

Dado que la mayor parte de los retornos de Monegros II se producirán durante la época de riego se ha analizado asimismo el impacto de dichos retornos sobre la salinidad media del río Ebro en la estación de riego (abril a septiembre). En este caso no se ha considerado el efecto detracción ya que se asume que el agua es embalsada en los pantanos durante la época de lluvias (estación de no riego).

La aportación media (período 1975-1990) para la estación de riego (abril-septiembre) en las tres estaciones seleccionadas (Sástago, Mequinenza y Ribarroja) ha sido de 2821, 3774 y

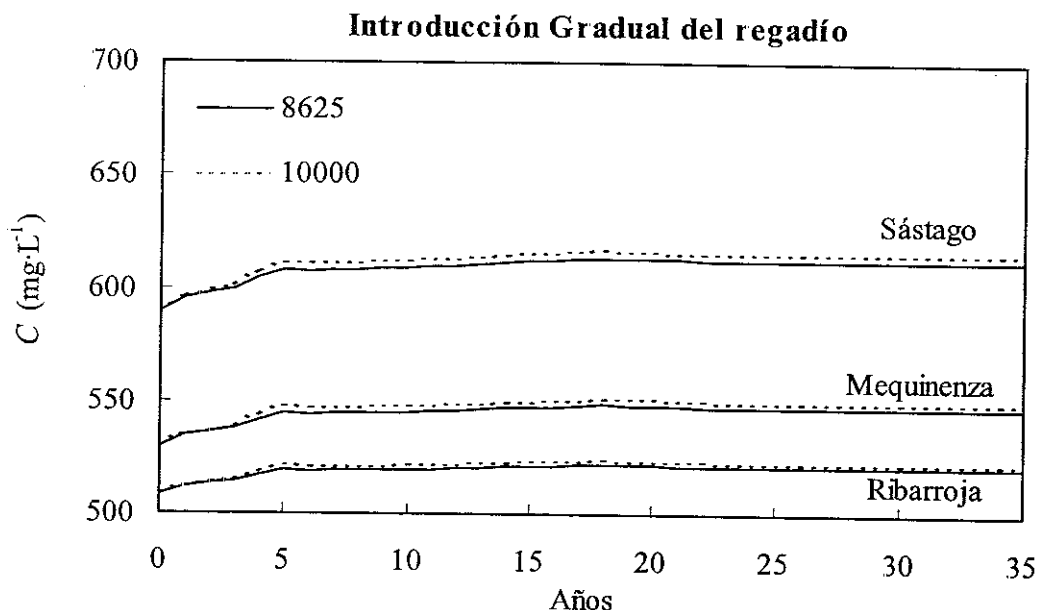


Figura 4.18. Impacto del regadío de Monegros II. Evolución de la concentración salina media anual (C , mg L^{-1}) del río Ebro en Sástago, Mequinenza y Ribarroja para una introducción gradual del regadío (ver Tabla 4.13) y unas dotaciones de riego de 8625 y $10000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

5257 Hm^3 , con una concentración salina media de 692 , 477 y 469 mg L^{-1} , respectivamente. La salinidad media en la estación de riego es superior a la del año hidrológico en la estación de Sástago (692 frente a 590 mg L^{-1}), pero inferior en las estaciones de Mequinenza y Ribarroja (477 frente a 526 mg L^{-1} y 469 frente a 508 mg L^{-1}) debido al tiempo de retención del agua en los embalses que hace que los picos máximos de salinidad estén desplazados en estas dos estaciones unos tres meses (picos de máximo en noviembre) con respecto a la situación aguas arriba (picos de máximo en agosto-septiembre) (Quílez, 1988). Por ello en estas dos estaciones se ha tomado como estación de riego el período julio-diciembre con unas aportaciones medias de 2641 y 4146 Hm^3 y concentraciones salinas medias de 701 y 606 mg L^{-1} , respectivamente.

Los mayores aumentos de salinidad se producen en el año quinto después del inicio del riego (Figura 4.19) con aumentos de 31 , 32 y 21 mg L^{-1} (incrementos porcentuales del 4.4 , 4.6 y 3.7%) para una dotación del riego de $8625 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ y de 37 , 39 y 26 mg L^{-1} (incrementos porcentuales del 5.3 , 5.5 y 4.4%) para una dotación de $10000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ en las estaciones de Sástago, Mequinenza y Ribarroja, respectivamente. El régimen permanente se alcanza unos veinticinco años después del inicio del riego, situación para la cual los incrementos de salinidad

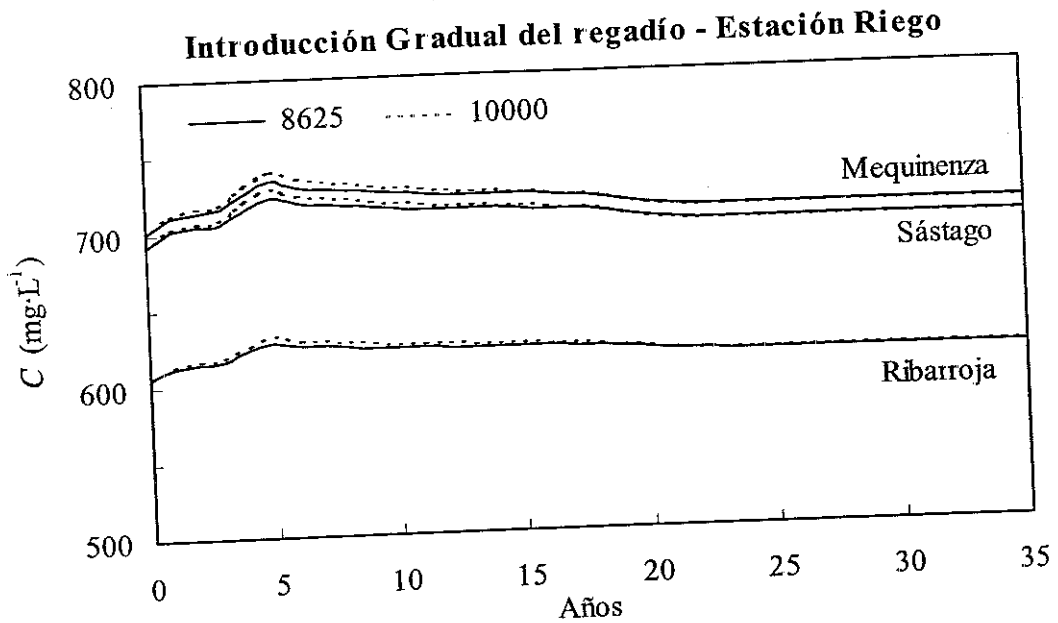


Figura 4.19. Impacto del regadío de Monegros II. Evolución de la concentración salina media durante la estación de riego (C , mg L^{-1}) para el río Ebro en las estaciones de Sástago, Mequinzenza y Ribarroja para una introducción gradual del regadío (ver Tabla 4.13) y unas dotaciones de riego de 8625 y 10000 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$.

son de 9, 8 y 9 mg L^{-1} (porcentuales de 1,2, 1,2, 1,5%) en caso de dotaciones de 8625 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ y de 9, 8 y 10 mg L^{-1} (porcentuales de 1,3, 1,2, 1,7%) si las dotaciones son de 10000 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$.

Bajo la hipótesis de que la detracción de agua para riego se produce durante la estación de no riego la acumulación de este agua en los embalses supone durante este período aumentos de salinidad crecientes conforme aumenta la superficie de regadío en Monegros II, hasta alcanzar a partir del año veinte valores estacionarios de 23, 13 y 10 mg L^{-1} (porcentuales respectivos del 4,4, 2,8 y 2,2%) para la dotación de 8625 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, y de 27, 15 y 12 mg L^{-1} (porcentuales respectivos del 5,1, 3,2 y 2,5%) para la de 10000 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ en las tres estaciones de referencia respectivamente.

Así, asumiendo esta introducción gradual del regadío, el efecto detracción va adquiriendo más importancia que el efecto aporte conforme nos aproximamos al régimen estacionario. En dicho régimen, el efecto detracción es hasta tres veces superior al efecto aporte si se considera que el primero ocurre íntegramente en la estación de no riego y el segundo en la estación de riego. Este resultado implica que la derivación de aguas para el riego debe minimizarse y ajustarse a las necesidades hídricas y de lavado de los cultivos al objeto de

maximizar el efecto de dilución de las aguas pirenaicas sobre las aguas más salinas del río Ebro.

4.7.2.5. Interacción con los freáticos

En los apartados anteriores se ha reiterado que el modelo *CIRFLE* predice el volumen y salinidad de los retornos del riego a través de un balance de masas de agua y sales establecido para la zona de raíces, pero no es capaz de predecir dichos retornos si los mismos interaccionan con posibles materiales salinos presentes por debajo de dicha zona y/o con freáticos salinos. Por consiguiente, todos los escenarios planteados en los apartados anteriores son únicamente válidos para el caso de que todos los flujos subsuperficiales sean evacuados por la red de drenaje sin interaccionar con el suelo o subsuelo presente por debajo de la zona de raíces de los cultivos.

En la zona endorréica presente al sur de Bujaraloz (sectores de riego VIII, IX, XI y XII que suponen un 25% de la superficie total regable de Monegros II) se han detectado freáticos salinos a una profundidad media de 4.2 m y con una salinidad media de $7.0 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ durante el período de marzo de 1986 a septiembre de 1990 (Berga, 1993). Samper estimó que en el caso de existir interacción con los freáticos salinos de esta zona la concentración de los retornos alcanzaría valores de $6000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (en torno a $7 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$) durante los primeros años, no llegándose hasta una situación estacionaria (para la cual la salinidad sería de unos $3000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ o $3.5 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$) hasta después de 50 años de la transformación de Monegros II en riego. Por ello, se han simulado seis casos hipotéticos de interacción con los freáticos que se corresponden con dotaciones de riego de 8625 y $10000 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ e interacciones en el 25% (caso más probable), 50% (caso posible si el manejo inapropiado del riego conduce a importantes recargas de posibles acuíferos actualmente más profundos) y 100% (caso extremo más negativo) de la superficie de Monegros II. La simulación se ha hecho para el primer año después de la puesta en riego y para la situación estacionaria 50 años después del inicio del riego (Tabla 4.21).

En caso de existir interacción con los freáticos de la zona los aumentos de salinidad son moderados en el año 1 después de la puesta en riego si la interacción se produce en un 25% de la superficie y la dotación de riego es de $8625 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$. Así, con respecto a la situación sin interacción con freáticos, dicho escenario conduciría a unos incrementos de salinidad en el río

Tabla 4.21. Impacto del regadío de Monegros II. Valores de salinidad del río Ebro en Sástago, Mequinenza y Ribarroja en el año 1 y año 50 después de la introducción instantánea del regadío en Monegros II considerando no interacción con los freáticos e interacciones con los freáticos en un 25%, 50% y 100% de la superficie regable de Monegros II. Valores calculados para un desarrollo del regadío del 100, 60 y 20 %, y para unas dotaciones del riego de 8625 y 10000 m³ ha⁻¹.

		Desarrollo 100 % (64027 ha)		Desarrollo 60 % (38416 ha)		Desarrollo 20 % (12805 ha)	
		Q _{diw} (m ³ ·ha ⁻¹)		Q _{diw} (m ³ ·ha ⁻¹)		Q _{diw} (m ³ ·ha ⁻¹)	
		8625	10000	8625	10000	8625	10000
Interacción con freáticos		Estación de referencia – Sástago: C_{media} (año 0) = 590 mg·L⁻¹					
Año 1	Sin interac.	718	740	666	663	615	614
	25%	745	779	681	701	620	626
	50%	771	817	697	724	625	634
	100%	824	894	728	769	635	649
Año 50	Sin interac.	659	674	631	633	603	604
	25%	671	691	638	650	606	610
	50%	684	709	646	660	608	613
	100%	709	743	660	680	613	620
		Estación de referencia – Mequinenza: C_{media} (año 0) = 530 mg·L⁻¹					
Año 1	Sin interac.	635	653	592	590	550	549
	25%	657	685	605	622	554	560
	50%	679	717	618	641	559	566
	100%	723	781	644	679	567	579
Año 50	Sin interac.	585	598	563	564	541	541
	25%	596	613	569	579	543	546
	50%	607	627	575	587	545	549
	100%	628	656	588	604	549	554
		Estación de referencia – Ribarroja: C_{media} (año 0) = 508 mg·L⁻¹					
Año 1	Sin interac.	585	598	554	552	523	523
	25%	601	622	564	576	527	531
	50%	617	645	573	590	530	535
	100%	650	692	592	618	536	544
Año 50	Sin interac.	549	558	532	533	516	517
	25%	556	569	537	544	518	520
	50%	564	579	542	550	519	522
	100%	580	600	551	563	522	526

Ebro de entre el 0.8 y 3.8% (para el 20% y 100% de desarrollo del regadío, respectivamente) en Sástago, 0.7 y 3.5% en Mequinenza y 0.8 y 2.7% en Ribarroja. En régimen estacionario (año 50, Tabla 4.21) estos incrementos serían inferiores al 2.7% para todos los casos estudiados.

Tal como era de esperar, la salinidad del Ebro aumentaría al aumentar la superficie de interacción con los freáticos. Así, para el caso hipotético extremo más negativo (año 1, 100% de interacción y dotación de riego de $10000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) los incrementos con respecto a la situación en la que no se considera interacción serían de entre 5.7 y 20.8% (para el 20% y 100% de desarrollo del regadío, respectivamente) en Sástago, entre el 5.3 y 19.7 % en Mequinenza y entre el 4.0 y 15.7% en Ribarroja. El aumento en porcentaje sobre la situación actual sería bajo las mismas hipótesis de 10.0 y 51.5% en Sástago de 9.3 y 47.9% en Mequinenza y 7.1 y 36.2 % en Ribarroja. Para el año 50 (régimen permanente) estos incrementos se estabilizan en valores del 2.6 y 10.2% en Sástago, 2.4 y 9.6 % en Mequinenza y 1.7 y 7.5 % en Ribarroja para desarrollos del regadío del 20% y 100% respectivamente. Estos valores suponen aumentos de salinidad en el río Ebro con respecto a la situación actual de 5.1% y 25.9 % en Sástago 4.8 y 24% en Mequinenza y 3.5 y 18.1% en Ribarroja para desarrollos del regadío del 20% y 100% respectivamente.

Estos resultados permiten concluir que, con respecto al escenario de no interacción con los freáticos, el efecto de la interacción de los flujos de retorno de Monegros II con posibles freáticos salinos conduciría a unos incrementos de salinidad del río Ebro que serían muy bajos (inferiores al 2.7% en régimen permanente) si el riego se maneja adecuadamente (dotación de $8625 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, e interacción únicamente en las zonas donde se han detectado freáticos, 25% de la superficie), bajos (inferiores al 5.2% en régimen permanente) para una interacción del 50% y moderados (inferiores al 9.6% en régimen permanente) para una interacción del 100%. En definitiva, para el caso hipotético más probable de un manejo adecuado del riego la salinidad del Ebro en régimen permanente aumentaría entre el 2 y el 17.1% (según escenarios y estaciones) respecto a la salinidad actual del río Ebro, mientras que para el caso hipotético más negativo (mal manejo del riego) dicho incremento podría alcanzar hasta el 51.5%. Estos resultados ilustran de nuevo acerca de la necesidad incuestionable de alcanzar un control riguroso del agua de riego que minimice las recargas, ascensos e interacciones de los flujos de retorno de Monegros II con los freáticos actuales o potenciales presentes en esta zona regable.

4.7.2.6. Disolución de sales del subsuelo

Durante la estación de riego del año 1997 se inició el seguimiento del desagüe *D-IX* situado dentro del Sector II de Monegros II con una superficie vertiente de 558 ha de las que 372 ha se encuentran en la actualidad bajo riego (Aragüés y Beltrán, 1998). La *CE* media durante la estación de riego de 1997 en este desagüe fue de 12.0 dS m^{-1} y muy constante a lo largo de toda la estación. Este valor es treinta y tres veces superior a la *CE* del agua de riego y dado que la salinidad del suelo no es en general elevada, Aragüés y Beltrán (1998) concluyen que dicha salinidad es consecuencia de una fuente de sales muy importante en el subsuelo de la zona. En el estudio de suelos realizado se ha encontrado un estrato margoso que presenta una salinidad elevada, con valores de CE_e de entre 4 y 12 dS m^{-1} equivalentes a unos 7 a 20 dS m^{-1} a capacidad de campo, que es cuando se producen percolaciones importantes bien por lluvias o retornos del riego. La salinidad media de esta capa margosa coincide así con los valores de *CE* medidos en el desagüe por lo que puede aceptarse que la misma es la responsable principal de la salinidad de las aguas de drenaje en la zona.

Para evaluar el efecto de la interacción de los flujos de retorno del riego con estas margas salinas y su impacto sobre la salinidad del río Ebro se han extrapolado los valores del volumen (98.7 mm) y masa de sales (10.8 t ha^{-1}) medidos en el desagüe *D-IX* al conjunto de Monegros II. Se ha asumido que la disolución de sales del subsuelo se produce en toda la superficie bajo riego, lo que sería la situación más desfavorable, y se han supuesto desarrollos del regadío del 20%, 60% y 100% de la zona. Dado que los retornos del desagüe *D-IX* se han medido únicamente durante la estación de riego el efecto sobre la salinidad del río Ebro se ha evaluado sobre los valores de salinidad de la estación de riego, aunque como se indicó en el apartado anterior en el caso de Mequinenza y Ribarroja se han utilizado los datos del período julio a diciembre.

El aumento de salinidad del río Ebro considerando esta disolución de sales del subsuelo es, para un desarrollo del regadío del 100%, de 225, 239 y 155 mg L^{-1} en las estaciones de referencia de Sástago, Mequinenza y Ribarroja, respectivamente, lo que supone aumentos porcentuales de entre el 26 y el 34% (Figura 4.20). Para el desarrollo actual del regadío del 20%, los incrementos porcentuales de salinidad del Ebro respecto a la situación "actual" son del 6.6, 7.0 y 5.2% en dichas estaciones. Debe recalarse que ésta es la situación hipotética más desfavorable en la que se asume la presencia generalizada de dichas margas salinas en todo Monegros II.

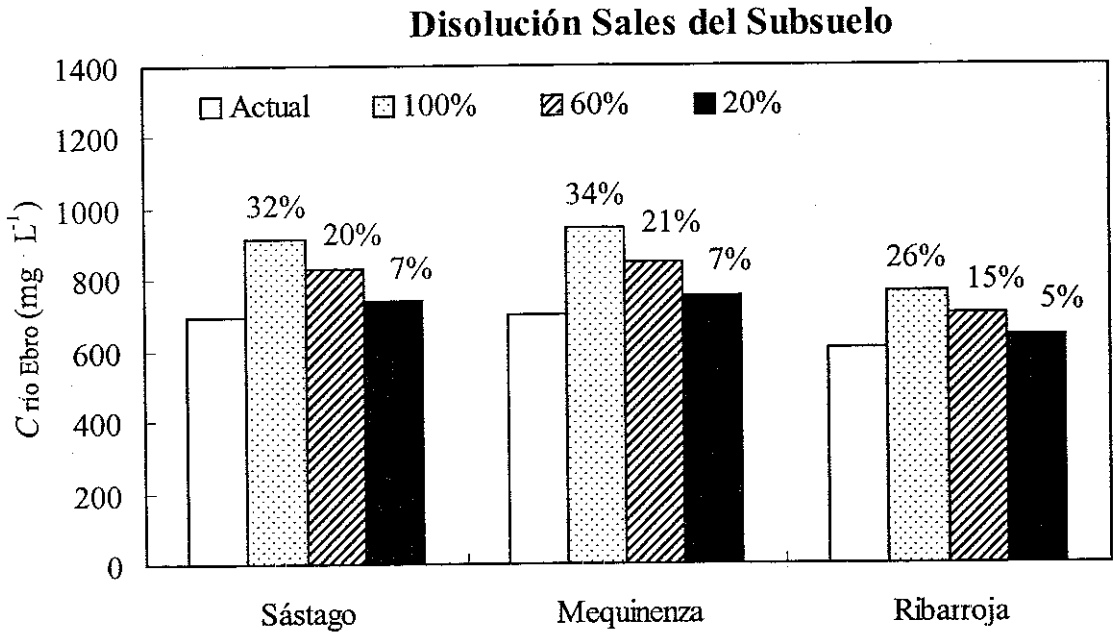


Figura 4.20. Impacto del regadío de Monegros II. Concentración media durante la estación de riego (C , mg L^{-1}) en las estaciones de Sástago, Mequinenza y Ribarroja considerando la existencia de una capa margosa salina en todo el subsuelo de Monegros, para desarrollos del regadío del 100%, 60% y 20%.

4.8. CONCLUSIONES

4.8.1. Sobre el modelo *CIRFLE*

1. La aplicación del modelo *CIRFLE* en el polígono de riego de Bardenas I permitió estimar los flujos de retorno anuales del riego con unos errores respecto a los valores medidos inferiores al $\pm 2\%$ para el volumen de agua, $\pm 11\%$ para la masa de sales y $\pm 13\%$ para la concentración salina. Estos bajos errores de estimación son en principio extrapolables a las simulaciones efectuadas en la zona regable de Monegros II, ya que las metodologías utilizadas para el cálculo o la estimación de los variables y parámetros de entrada al modelo han sido similares en ambas zonas regables.

2. Las concentraciones salinas de los flujos de retorno del riego estimadas por el modelo *CIRFLE* en zonas de Bardenas I con distintos niveles de salinidad fueron semejantes a los valores medidos en los respectivos desagües. Así, para los suelos no salinos la concentración media anual estimada fue de 446 mg L^{-1} frente a valores medidos de entre 291 y 452 mg L^{-1} ; para los suelos de ligera a moderadamente salinos las concentraciones estimadas fueron de 446 mg L^{-1} (suelos

de en torno a $2 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$) y $866 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (suelos de entre 2 y $4 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$) frente a un valor medido de $755 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (desagüe C-6); y para los suelos salinos la concentración estimada por el modelo fue de $2241 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ frente a un valor medido de $2089 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (desagüe C-27). Estos resultados permiten concluir que el modelo predice satisfactoriamente la concentración de los flujos de retorno del riego para los distintos niveles de salinidad del suelo cartografiados en Bardenas I.

3. El análisis de sensibilidad de variables indica que las variables que más afectan a la salinidad de los flujos de retorno son la salinidad del suelo y la presencia o ausencia de yeso. Por ello tanto en la validación del *CIRFLE* en Bardenas I como en su posterior aplicación en Monegros II se realizó una delimitación de áreas de características homogéneas en cuanto a estas dos variables.

4. La concentración y masa de sales en los flujos de retorno del riego aumenta al disminuir el valor del parámetro k de eficiencia de lavado, y este efecto es más acusado en los suelos de salinidades altas y en los suelos sin yeso. Por ello, el parámetro k tiene una mayor influencia en los primeros años después de la puesta en riego, siendo cada vez menos importante conforme se alcanza la situación estacionaria en la que la mayoría de las sales del suelo han sido lavadas y, por lo tanto, las salinidades son bajas.

5. La disminución del volumen aplicado de agua de riego aumenta, en general, la concentración salina de los retornos de riego, pero en el caso de suelos con yeso y para valores de k que varían entre 0 para los suelos no salinos y 0.3 para los salinos esta concentración permanece constante o incluso disminuye. Este resultado es conceptualmente muy importante para el control de la masa de sales exportadas por los flujos de retorno de suelos con yeso ya que, al permanecer cuasi-constante la concentración de dichos retornos, la disminución de la masa de sales en los mismos es proporcional a la disminución de su volumen. Dado que dicho volumen es función del volumen de riego, se concluye que el incremento de la eficiencia del riego es una de las claves para reducir la masa de sales exportadas de zonas con presencia de yeso en el suelo. Para los suelos sin yeso la concentración de los retornos de riego aumenta al disminuir el volumen de agua de riego aplicada; pero dado que el volumen de los retornos disminuye al aumentar la eficiencia del riego, el resultado final es asimismo el de una disminución en la masa de sales exportadas, aunque este efecto es menos acusado que en el caso de suelos con yeso.

6. La necesidad de lavado de un cultivo se define como la mínima fracción de lavado que debe imponerse con el riego de un agua de salinidad dada para que su producción no se vea

afectada por dicha salinidad. Conforme más sensible es un cultivo a la salinidad y/o mayor es la salinidad del agua de riego, mayor será su necesidad de lavado y, por lo tanto, mayor será el volumen de agua y la masa de sales de los flujos de retorno del riego. En función de la CE del agua de riego y de la tolerancia del cultivo a la salinidad, se han calculado las necesidades de lavado y, a través del modelo *CIRFLE*, se ha estimado la masa de sales, sobre la aplicada con el agua de riego, exportada por los flujos de retorno de un regadío cuyos suelos tienen yeso y una salinidad moderada ($2 < CE \text{ (dS}\cdot\text{m}^{-1}) < 4$). Para aguas de riego de baja salinidad ($CE=0.3 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$), las correspondientes necesidades de lavado implican valores en la masa de sales presentes en los retornos de riego de entre 0.3 (cultivos tolerantes) y 1 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ (cultivos sensibles) superiores a la masa de sales presente en el agua de riego. Para aguas de riego de salinidad media ($CE=1 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$) dichos aumentos son de entre 0.2 (cultivos tolerantes) y 18 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ (cultivos sensibles) y para aguas de salinidad más elevada ($CE=2.5 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$) los aumentos pueden superar las 40 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Estos resultados indican que cuando las necesidades de lavado son elevadas las masas de sales exportadas son necesariamente elevadas, lo que puede condicionar el éxito del regadío debido a sus negativos efectos ambientales externos. En este sentido, tanto los regadíos de Bardenas como de Monegros no tienen este tipo de condicionantes, ya que sus aguas de riego son de baja salinidad y, por lo tanto, las necesidades de lavado de los cultivos son nulas o despreciables.

4.8.2. Sobre la aplicación del *CIRFLE* en Monegros II

4.8.2.1. Introducción instantánea del regadío

1. La concentración media anual de los retornos de riego de Monegros II estimada por el modelo *CIRFLE* para el primer año después de una introducción instantánea del regadío y con la hipótesis de ausencia de interacción con el subsuelo y/o freáticos es de 2922 y 2697 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para los volúmenes unitarios de riego de 8625 y 10000 $\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ respectivamente. Para la dotación de riego más alta la concentración de los retornos es menor, pero la masa de sales exportada es mayor (16.1 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ frente a 13.5 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ para la dotación menor) debido al aumento del volumen de los retornos. Estos valores coinciden con las medidas realizadas en el barranco de La Valcuerna (Berga, 1994) donde la emisión de sales durante los primeros cuatro años después del inicio del riego osciló, según dotaciones estimadas del riego, entre 18.1 y 15.7 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$.

2. El modelo *CIRFLE* predice que el régimen permanente se alcanzará aproximadamente

ocho años después de la introducción instantánea del regadío, situación para la que la concentración de los retornos del riego será de $1500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Este valor irá disminuyendo posteriormente conforme se disuelva el yeso hasta alcanzar un valor mínimo estacionario de $346 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en ausencia de yeso. Las estimas efectuadas con el modelo coinciden razonablemente con las obtenidas por Berga et al. (1990), quienes, mediante modelos de regresión lineal múltiple, estimaron una *CE* media anual de los flujos de retorno de Monegros II de entre 2 y $2.5 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ (entre 1650 y $2063 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) para una situación de régimen permanente con yeso en el suelo.

4.8.2.2. Introducción gradual del regadío

3. Asumiendo una introducción gradual del regadío a razón de $1700 \text{ ha}\cdot\text{año}^{-1}$, el modelo predice que las máximas concentraciones de los retornos del riego se producirán en el quinto año después del inicio del riego (valores de 2249 y $2131 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para las dotaciones de 8625 y $10000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ respectivamente). Estas concentraciones disminuirán paulatinamente con el tiempo, hasta alcanzar a los 25 años unos valores estacionarios de 842 (dotación baja de riego) y 813 (dotación alta de riego) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Aunque la concentración de los retornos es mayor para la dotación baja de riego, su masa de sales es en torno a un 20% menor que la de la dotación elevada. La masa de sales unitaria exportada con los flujos de retorno para la dotación de riego de $8625 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ se ha estimado que es inicialmente de $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$, y que disminuirá hasta las $5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ veinte años después de iniciado el riego.

4.8.3. Sobre el efecto del regadío de Monegros II en la salinidad del Ebro

1. La detracción de agua para el riego de Monegros II supone (sin considerar sus retornos) una disminución del aporte medio anual del Ebro respecto de la situación sin detracción en las estaciones de Sástago, Mequinenza y Ribarroja de entre el 8.9, 7.5 y 5.5% (situación de mayor detracción: desarrollo del 100% del regadío de Monegros II y volumen unitario del riego de $10000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), y el 1.5, 1.3 y 1.0% (situación de menor detracción: desarrollo del 20% y volumen unitario de $8625 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) respectivamente. Estas detracciones implican una reducción del “efecto dilución”, lo que hace que la salinidad del Ebro en estas tres estaciones aumente respecto al valor medio del período 1975-1990 entre un 6.1% (situación de mayor detracción, estación de Sástago) y un 0.5% (situación de menor detracción, estación de Ribarroja). Para una

situación a largo plazo (100% de desarrollo del regadío) y la menor dotación de riego ($8625 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) se estima que la detracción de agua para el riego en Monegros II supondrá un incremento de la salinidad actual del río Ebro de entre el 5.2% y el 2.8% (según estaciones).

4.8.3.1. Introducción instantánea del regadío

2. Asumiendo una introducción instantánea del regadío, el efecto aporte de los retornos de Monegros en el primer año después de la puesta en riego supone, dependiendo del desarrollo del regadío (escenarios del 100, 60 y 20%), incrementos porcentuales de la concentración salina en las estaciones de referencia (Sástago, Mequinenza y Ribarroja) de entre el 16% y el 2% (dotación de riego de $8625 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) y de entre el 18 y el 3% (dotación de riego de $10000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Estos resultados indican que, para el primer año después de la puesta en riego, el efecto aporte es (según estaciones y escenarios de desarrollo del regadío) entre 4.5 y 3 veces superior al efecto detracción. Dicha relación es independiente de la dotación de riego y aumenta ligeramente al disminuir el desarrollo del regadío.

3. Considerando la suma de los efectos detracción y aporte, el impacto del regadío Monegros II sobre la salinidad media anual del río Ebro en su tramo medio-bajo implica, para la situación más desfavorable del primer año después de una introducción instantánea del regadío, aumentos respecto de la situación actual (esto es, sin Monegros II) de entre un máximo de 150 mg L^{-1} (desarrollo del regadío del 100% y dotación de riego de $10000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) y un mínimo de 12 mg L^{-1} (desarrollo del regadío del 20% y dotación de riego de $8625 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Para la situación más realista (desarrollo del regadío del 60% y dotación de riego de $8625 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) este aumento es de tan sólo 46 mg L^{-1} (equivalente a un incremento del 9% respecto a la situación actual) en la estación de Ribarroja, aunque debe recalcar que este escenario no incluye posibles interacciones de los flujos de retorno con posibles minerales y/o freáticos presentes en el subsuelo que podrían aumentar dicho valor.

4. Después de unos 10 años de la introducción instantánea del regadío el modelo *CIRFLE* predice que se llega a una situación de régimen permanente en la que la concentración se estabiliza, dependiendo del desarrollo del regadío, en valores para la estación de Sástago de entre 659 y 603 mg L^{-1} para una dotación de $8625 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ y entre 674 y 604 para una dotación de $10000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. En la estación de Mequinenza estos valores se sitúan entre 585 y 541 mg L^{-1} (dotación de $8625 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) y entre 598 y 541 mg L^{-1} (dotación de $10000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) y en la estación

de Ribarroja entre 549 y 516 mg·L⁻¹ (dotación de 8625 m³·ha⁻¹) y entre 558 y 517 mg·L⁻¹ (dotación de 10000 m³·ha⁻¹).

5. Respecto al valor “actual” de salinidad en las estaciones de referencia del Ebro (valores medios anuales del período 1975 a 1990 de 590, 530 y 508 mg·L⁻¹ en Sástago, Mequinenza y Ribarroja) el aumento de salinidad media anual en régimen permanente inducido por el regadío Monegros II es moderado, situándose para la situación más desfavorable (desarrollo del regadío del 100% y dotación de riego de 10000 m³·ha⁻¹) en incrementos de 84 mg·L⁻¹ (+14%) en Sástago, 68 mg·L⁻¹ (+13%) en Mequinenza y 50 mg·L⁻¹ (+10%) en Ribarroja. De estos incrementos de salinidad 36, 25 y 17 mg·L⁻¹ son debidos a la detracción de agua para riego. Para la situación más realista (desarrollo del regadío del 60% y una dotación de riego de 8625 m³·ha⁻¹) estos incrementos son de 41 mg·L⁻¹ (+7%) en Sástago, 33 mg·L⁻¹ (+6%) en Mequinenza y 24 mg·L⁻¹ (+5%) en Ribarroja, de los que 17, 12 y 9 mg·L⁻¹ son debidos al efecto detracción.

6. Conforme mayor es el volumen unitario de riego, mayor es el incremento de salinidad del Ebro durante los primeros años posteriores a la introducción instantánea del regadío en Monegros II y menor es el tiempo para el que se alcanza el régimen permanente. Para dicho régimen, la salinidad estabilizada es ligeramente mayor en el caso de dotaciones elevadas debido al efecto detracción y a la mayor disolución del yeso. Estos resultados recalcan de nuevo el beneficio de utilizar dotaciones de riego ajustadas a las necesidades hídricas de los cultivos.

4.8.3.2. Introducción gradual del regadío

7. Para el escenario de una introducción gradual del regadío en Monegros II de 1700 ha·año⁻¹ la salinidad del río Ebro aumenta inicialmente de forma rápida hasta el año quinto después del inicio del riego. Los incrementos posteriores son mucho más lentos, alcanzándose el máximo dieciocho años después del inicio del riego. Para dicho año, los incrementos de salinidad se sitúan entre 14 y 27 mg·L⁻¹ (incrementos porcentuales entre 2.7% y 4.6%) dependiendo de la estación de referencia y el volumen unitario de riego. Veinticinco años después del inicio del riego se alcanza el régimen permanente con aumentos, según estaciones y dotaciones de riego, de entre 13 y 26 mg·L⁻¹ (2.5% y 4.4%). Dado que este escenario de introducción gradual del regadío es el más próximo a la realidad, puede concluirse que el impacto de Monegros II sobre la salinidad del río Ebro es bajo (incrementos de salinidad

inferiores al 5% respecto a la situación “actual”) y aceptable teniendo en cuenta los beneficios socio-económicos derivados del regadío en dicho polígono.

8. Considerando un escenario en el que todos los retornos del riego en Monegros II vierten al Ebro durante la estación de riego (abril a septiembre), se obtienen unos resultados similares al escenario anterior: las mayores tasas de salinización del Ebro se alcanzan en los primeros cinco años desde el inicio del riego (incrementos porcentuales de salinidad en el año cinco de entre el 3.7 y el 5.5% según estaciones y dotaciones de riego) y estabilización de la salinidad veinticinco años después de iniciado el riego a valores que suponen incrementos de la salinidad del Ebro inferiores al 2%. Debe recalcarse sin embargo, que estos escenarios asumen la ausencia de interacción de los flujos de retorno del riego con freáticos o margas salinas.

4.8.3.3. Interacción con los freáticos

9. En el caso de interacción de freáticos con los flujos de retorno del riego se han planteado dos escenarios hipotéticos:

(1) *Manejo eficiente del riego* (esto es, dotaciones ajustadas a las necesidades hídricas de los cultivos), caso para el que se asume que dicha interacción se produciría únicamente en las zonas donde existen freáticos actualmente (el 25% de la superficie regable). En esta situación hipotética más realista, se ha estimado que la salinidad del Ebro aumentaría, respecto a la situación “actual” asumiendo una introducción instantánea del regadío, entre un 26% en el primer año después de la puesta en riego y un 18.3% para la situación estacionaria (50 años desde el inicio del riego).

(2) *Manejo ineficiente del riego* (esto es, elevadas recargas y ascensos de los niveles piezométricos), caso para el que se asume que dicha interacción se produciría en el 100% de la zona regable. En esta situación hipotética más desfavorable, se ha estimado que la salinidad del Ebro aumentaría entre un 52% en el primer año y un 26 % para la situación estacionaria. Estos incrementos de salinidad serían totalmente inaceptables, lo que implica que el manejo correcto del riego en Monegros II es una clave fundamental para el control de la salinidad del río Ebro.

4.8.3.4. Disolución de sales del subsuelo

10. Finalmente, se ha analizado un último escenario hipotético en el que se ha supuesto la existencia en forma generalizada en Monegros II de un (o unos) horizonte(s) de margas salinas en el subsuelo. Esta es una situación semejante a la detectada en la cuenca de recepción del desagüe D-IX del Sector II de Monegros II, para la cual se han medido unos flujos de retorno durante la estación de riego de 1997 que tienen un volumen de agua de 98.7 mm, una masa de sales de 10.8 t ha⁻¹ y una *CE* de 12.0 dS m⁻¹. La extrapolación de estos valores al 100% de Monegros II conduciría, respecto a la situación actual, a un incremento de la salinidad del Ebro de entre un 26 y 34% según estaciones, mientras que en la situación actual con un desarrollo del regadío del 20% conduciría a incrementos de entre un 5 y 7%. Debe recalcar que ésta es la situación hipotética más desfavorable en la que se asume la presencia generalizada de dichas margas salinas en todo Monegros II.

4.8.3.5. Comparación de escenarios

11. En síntesis, el impacto de los flujos de retorno del riego en Monegros II sobre la salinidad de las aguas del tramo medio-inferior del río Ebro puede acotarse, en función de los distintos escenarios planteados en esta Memoria, en los siguientes términos que quedan reflejados en la Tabla 4.22:

(1) *Introducción instantánea del regadío sin interacción con freáticos y margas salinas*: (a) para el *primer año* después de la puesta en riego: incrementos de salinidad de entre el 25% para un desarrollo del riego en Monegros II del 100% y el 3% para un desarrollo del riego del 20%; (b) para *régimen estacionario* (diez años desde el inicio del riego): incrementos de entre el 14% (100% de desarrollo) y el 2% (20% de desarrollo).

(2) *Introducción instantánea del regadío e interacción con freáticos*: (a) *manejo eficiente* del riego (i) para el *primer año* después de la puesta en riego aumentos de entre el 26% para un desarrollo del 100% y el 4% para un desarrollo del 20% (ii) para la *situación estacionaria* aumentos de entre el 14% para un desarrollo del 100% y el 2% para un desarrollo del 20%; (b) *manejo ineficiente* del riego (i) para el *primer año* después de la puesta en riego aumentos de entre el 52% para un desarrollo del 100% y el 7% para un desarrollo del 20%, (ii) para la *situación estacionaria* incrementos de entre el 26% para un

desarrollo del 100% y el 4% para un desarrollo del 20%.

(3) *Introducción gradual* del regadío a razón de 1700 ha/año⁻¹ *sin interacción con freáticos y margas salinas*: (a) incrementos máximos del 5% (año dieciocho desde el inicio del riego), (b) régimen permanente (a partir del año veinticinco desde el inicio del riego) incrementos de entre el 3 y el 4%.

(4) *Introducción gradual* del regadío e *interacción con freáticos salinos* (a) *manejo eficiente*, dado que en la superficie considerada no se ha incluido aquélla donde se encuentran los freáticos salinos, la misma que en el caso anterior sin interacción con los freáticos, aumentos máximos del 5% dieciocho años después del inicio del riego (b) *manejo*

Tabla 4.22. Impacto del regadío de Monegros II sobre la salinidad del tramo medio inferior del Ebro. Aumento porcentual de la concentración salina respecto a la salinidad media del período 1975-1990 para los distintos escenarios analizados.

		Desarrollo del regadío						
		100% 64000 ha		60% 38000 ha		20% 13000 ha		37000 ha
Dotación riego (m ³ /ha)		8625	10000	8625	10000	8625	10000	
Introducción Instantánea	Año 1	15-22%	18-25%	9-13%	11-15%	3-4%	3-5%	
	>Año 10	8-12%	10-14%	5-7%	5-7%	2%	2%	
Introducción Gradual (1700 ha/año)	Año 18							3-5%
	>Año 25							3-4%
Interacción freáticos								
Manejo Eficiente	Año 1	18-26%		11-15%		4-5%		
	>Año 50	9-14%		6-8%		2-3%		
Manejo Ineficiente	Año 1	36-52%		22-30%		7-10%		
	>Año 50	18-26%		11-15%		4-5%		
Disolución sales subsuelo								
Desagüe IX		26-34%		15-21%		5-7%		

ineficiente incrementos máximos iguales a los estimados para una introducción instantánea del regadío y un desarrollo del regadío del 60% es decir (i) aumentos inferiores al 30% para el año dieciocho desde el inicio del riego y (ii) para la situación estacionaria aumentos máximos del 15%.

(5) *Introducción instantánea del regadío e interacción con margas salinas*: aumentos máximos del 34%, 21% y 7% para desarrollos del regadío del 100%, 60% y 20% respectivamente.

(6) *Introducción gradual del regadío e interacción con margas salinas* incrementos en aumento hasta el año veinte cuando se alcanzará un máximo incremento del 21% sobre la salinidad media anual del río Ebro.

En definitiva, los resultados obtenidos en este capítulo proporcionan los incrementos de salinidad del Ebro bajo distintos escenarios hipotéticos de desarrollo del regadío y del manejo del agua en Monegros II y permiten concluir que para la situación más realista de un desarrollo del regadío del 60% y manejo eficiente del riego el impacto sobre el Ebro sería de bajo a moderado: incrementos iniciales de entre el 9% y el 21%, e incrementos inferiores al 8% en régimen permanente. Por el contrario, bajo condiciones de manejo ineficiente del riego el impacto podría ser mucho más negativo: incrementos iniciales de entre el 11 y el 30%, e incrementos del 15% en régimen permanente. Sin embargo, no existen argumentos a priori que justifiquen estos últimos escenarios si la planificación del regadío y su manejo se efectúan correctamente, tal como se está realizando en las zonas actualmente en riego de Monegros II.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alberto F. y R. Aragüés. 1986. Curvas de tendencia salinidad-tiempo de las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro. *El sistema integrado del Ebro. Estudio multidisciplinar*, ISBN: 84-398-7293-3: 237-251.
- Alberto F., M. Gutiérrez, J. Peña. 1984. *El cuaternario de la Depresión del Ebro en la región aragonesa. Cartografía y síntesis de los conocimientos existentes*. UEI Edafología Estación Experimental de Aula Dei (C.S.I.C.). Zaragoza. 227 pp.
- Alberto F., J. Machín, R. Aragüés. 1986. La problemática general de la salinidad en la Cuenca del Ebro. *El sistema integrado del Ebro. Estudio multidisciplinar*, ISBN: 84-398-7293-3: 221-236.
- Allen R.G. y W.O. Pruitt. 1991. FAO-24 reference evapotranspiration factors. *Journal of irrigation and Drainage Engineering*, 117(5):758-773.
- Aragüés R. 1975. Lavado de sales y modificación de propiedades físico-químicas en dos suelos salinos de la Cuenca media del Ebro. *Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Sección Químicas. Universidad de Zaragoza*. 87 pp.
- Aragüés R. 1984. Predicción y control del volumen y salinidad de los efluentes de riego en Aragón. *Seminario del agua en Aragón, Volumen 5*: 440-486. Universidad de Zaragoza.
- Aragüés R. y F. Alberto. 1978. El proceso de recuperación de dos suelos salinos de la depresión media del Ebro: I. Evolución de la conductividad eléctrica, conductividad hidráulica y pH durante el lavado. *Anales Aula Dei*, 14: 230-244.
- Aragüés R. y M. Millán. 1986. Métodos de medida de la salinidad del suelo: I. Revisión bibliográfica. *Comunicaciones INIA Serie General*, 18: 5-93.
- Aragüés R. y A. Beltrán. 1998. Estudio de balance hídrico en el desagüe de D-IX en Valfarta (Huesca) en la zona regable de Monegros II. *Memoria Año 1. Gobierno de Aragón. Departamento de Agricultura y medio ambiente*. 54pp.
- Aragüés R., K.K. Tanji, D. Quílez, F. Alberto, J. Faci, J. Machín, J.L. Arrue. 1985. Calibration and verification of an irrigation return flow hydrosalinity model. *Irrigation Science*, 6:85-94.
- Aragüés R., F. Alberto, D. Quílez. 1986. Relaciones entre los parámetros químicos de las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro. *El sistema integrado del Ebro. Estudio multidisciplinar*: 253-277.
- Aragüés R., K.K. Tanji, D. Quílez, J. Faci. 1990. Conceptual irrigation return flow hydrosalinity model. *Agricultural salinity assessment and management. ASCE*, 504-529.

- Aulenbach B.T., R.P. Hooper, O.P. Bricker. 1996. Trends in the chemistry of precipitation and surface water in a national network of small watersheds. *Hydrological processes*, 10(2): 151-181.
- Ayars, J.E. S.H. Patton, R.A. Schoneman. 1987. Drain water quality from arid irrigated lands. *Proceedings of the Fifth National Drainage Symposium*, December 14-15, 1987, Hyatt Regency Chicago in Illinois Center, St. Joseph, MI, USA. American Society of Agricultural Engineers Publication 07-87: 220-230.
- Ayers R.S. y D.W. Westcot. 1985. *Water Quality for Agriculture*. FAO Irrigation and Drainage paper 29 rev. 1. 174pp.
- Basso L.A. 1989. *La contribución de los efluentes de riego de los polígonos Bardenas I, Monegros I, y Cinca a la salinización de las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro*. Tesis de Master. CIHEAM. IAMZ. Zaragoza. 197 pp.
- Basso L.A. 1994. *Los retornos salinos del polígono de riego Bardenas I y su contribución a la salinización de los ríos Arba y Riguel*. Tesis Doctoral. Facultad de Filosofía y Letras Universidad de Zaragoza. 224 pp.
- Basso L.A., J. Machín, F. Pellicer. 1990. Masa de sales exportada por la red de drenaje de Bardenas I, Monegros I y Cinca a las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro. *Anales Aula Dei*, 20(1-2):168-181.
- Bay-Valley Consultants. 1974. Recommended water quality management plan. Sacramento river basin, San Joaquín river basin, Sacramento-San Joaquín Delta. *Report to the California State Water Resources Control Board*, 1-1:7-11.
- Berga A. 1993. *Relaciones clima-agua-suelo-subsuelo en Monegros II*. Tesis Doctoral. ETSIA. Universidad de Lérida. 392 pp.
- Berga A., R. Aragüés, D. Quílez. 1990. Análisis de las variables que afectan a la salinidad de los ríos: La Cuenca del Ebro como caso de estudio. *VIII Jornadas Técnicas sobre Riegos*. Mayo-Junio 1990, Mérida: 223-229.
- Bingham F.T., S. Davis, E. Shade. 1971. Water relations, salt balance, and nitrate leaching losses of a 960 acre citrus watershed. *Soil Science*, 112 (6): 410-418.
- Box G.E.P. y G.M. Jenkins. 1976. *Time series analysis forecasting and control*. Holden Day Inc. Oakland, Ca. 575 pp.
- Bower C.A., J.R. Spencer, L.O. Weeks. 1969. Salt and water balance, Coachella valley, California. *Journal of the Irrigation and Drainage Division Proceedings American Society of Agricultural Engineering*, 95 (IR1): 55-64.

- Brown M.J., D.L. Carter, J.A. Bondurant. 1974. Sediment in irrigation and drainage water and sediment inputs and outputs for two large tracts in southern Idaho. *Journal of Environmental Quality*, 3(4): 347-351.
- California Department of Water Resources. 1969. Lower San Joaquin river water quality investigation. *Bulletin. No. 143-5. Department of Water Resources*. Sacramento 207 pp.
- Carter D.L. 1976. Guidelines for sediment control in irrigation return flows. *Journal of Environmental Quality*, 5(2): 119-124.
- Carter D.L., J.A. Bondurant, C.W. Robbins. 1971. Water-soluble NO_3^- Nitrogen, PO_4^- Phosphorous and total salt balances on a large irrigation. *Soil Science Society of America Proceedings*, 35:331-335.
- Cline T.B. 1981. Selecting seasonal streamflow models. *Water Resources Research*, 17(4): 975-984.
- Cooper D.M. y E.F. Wood. 1982. Identification of multivariate time series and multivariate input-output models. *Water Resources Research*, 18(4): 937-946.
- Cox C.R. 1964. *Operation and control of water treatment processes*. Monograph Series n° 49, World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Cuchi J.A. 1986. *Aportaciones al conocimiento de los suelos salinos de Aragón*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Zaragoza.
- Cuenca R. 1989. *Irrigation System Design: An Engineering Approach*. Prentice Hall.
- Damslett E. 1986. Modeling river acidity - A transfer function approach. *Developments in water science n° 22: Statistical aspects of water quality monitoring*. A.H. El-Shaarawi y R.E. Kwiatkowski (Eds.): 44-52.
- Dieleman P.J. (Ed). 1963. *Reclamation of salt affected soils in Iraq*. Soil Hydrological and agricultural studies. International Institute for Land Reclamation and Improvement. Wageningen. The Netherlands
- Dixon W. J. 1985. *BMDP statistical software*. University of California Press. Berkeley, California
- Doorenbos J. y W.O. Pruitt. 1977. *Crop water requirements*. Irrigation and Drainage paper 24. FAO. Roma. 144pp.
- Dutt G.R., M.J. Shaffer, W.J. Moore. 1972. Computer model of dynamic biophysiochemical processes in soils. *Technical Bulletin 196. University of Arizona, Tucson*, 101 pp.

- El Atfy H., H. El Gamaal, E. van Mourik. 1991. Discharge rates, salinities and the performance of subsurface collector drains in Egypt. *Irrigation and Drainage Systems*, 5:325-338.
- El-Shal M.E., S.N. Ismail, S.A. Wahba. 1979. Salt balance of irrigated calcareous soil of, granaclis farm. *Egyptian Journal of Soil Science*, 19(1): 123-132.
- Esterby S.R. 1996. Review of methods for the detection and estimation of trends with emphasis on water quality applications. *Hydrological processes*, 10 (2):127-149.
- Faci J. y A. Bercero. 1989. Medida de la uniformidad del riego por aspersión aplicado bajo condiciones variadas de presión de funcionamiento y de viento por sistemas diversos. *Investigación Agraria. Producción y Protección Vegetal*, 4(1):97-117.
- Faci J. y A. Martínez-Cob. 1991. *Cálculo de la evapotranspiración de referencia en Aragón*. Diputación General de Aragón. Departamento de Agricultura, Ganadería y Montes. ISBN:84-7753-235-4.
- Faci J., R. Aragüés, F. Alberto, D. Quílez, J. Machín, J.L. Arrue. 1985. Water and salt balance in an irrigated area of the Ebro river basin (Spain). *Irrigation Science*, 6:29-37.
- Faci J., A. Martínez-Cob, A. Cabezas. 1994. *Agroclimatología de los regadíos del bajo Gállego: Doce años de observaciones diarias en Montañana (Zaragoza)*. Diputación General de Aragón. Departamento de Agricultura, Ganadería y Montes. ISBN:84-7753-465-9.
- Fapohunda H.O. y R.W. Hill. 1981. River basin hydrosalinity-economic modelling. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 197(4):53-69.
- Farrell R. 1980. Methods for classifying changes in environmental conditions. *Tech. Rep. VRF-EPA7.4-FR80-1*, Vector Res. Inc. Ann Arbor, Mich.
- Flügel W.A. 1995. River salinization due to dryland agriculture in the Western Cape province, Republic of South Africa. *Environment International*, 21(5): 679-686
- Flügel W.A. 1993. River salinization due to nonpoint contribution of irrigation return flow in the Breede river, Western Cape province, South Africa. *Water Science Technology*, 28(3-5):193-197.
- García Vera M.A. 1994. *Hidrogeología de zonas endorreicas en climas semiáridos: Aplicación a los Monegros (Zaragoza)*. Tesis Doctoral. Escola Técnica superior D'enginyers de Camins, Canals i ports. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Gates T.K. y M.E. Grismer. 1989. Irrigation and drainage strategies in salinity-affected regions. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 115(2): 255-284.

- Gates T.K., R. J-B Wets, M.E. Grismer. 1989. Stochastic approximation applied to optimal irrigation and drainage planning *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 115(3): 488-502.
- Gilbert R.O. 1987. *Statistical methods for environmental pollution monitoring*. Van Nostrand Reinhold New York
- Grismer M.E. 1993. Subsurface drainage system design and drain water quality. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 119(3): 537-543.
- Guitjens J.C., P.S. Tsui, D.F. Thran. 1984. Quantity and quality variations in subsurface drainage. *Transactions of the ASAE*, 27(2): 425-428.
- Gunnerson C.G. 1967. Streamflow and quality in the Columbia river basin. *Journal of the Sanitary Engineering Division, Proceedings of ASCE*, 93 SA6:1-16
- Hall F.R. 1970. Dissolved solids-discharge relationships 1. Mixing models. *Water Resources Research*, 5(3):845-850.
- Hall F.R. 1971. Dissolved solids-discharge relationships 2. Applications to field data. *Water Resources Research*, 7(3):591-601.
- Haugh L.D., Y. Noda, J. McCallen. 1986 Dynamic covariate adjustment of water quality parameters for streamflow: transfer function model selection. *Developments in water science n°22, Statistical aspects of water quality monitoring*. A.H. El-Shaarawi y R.E. Kwiatkowski (Eds.): 44-52.
- Hendrickson G.E. y R.A. Krieger. 1960. Relationship of chemical quality of water to stream discharge in Kentucky. *Report International Geological Congress, XI Session. Part I*. Norden, Copenhagen: 66-75.
- Heng L.K., R.E. White, D.R. Scotter, N.S. Bolan. 1994. A transfer function approach to modelling the leaching of solutes to subsurface drains. II. Reactive solutes. *Australian Journal Soil Research*, 32:85-94.
- Herrero J. y R. Aragüés. 1988. Suelos afectados por salinidad en Aragón. *Surcos de Aragón*, 9: 5-10.
- Herrero J. 1992. Aforo de superficies por teledetección en los términos municipales de Ejea de los Caballeros y Tauste. *Documento Interno. SIA-DGA*. 13pp.
- Hill R.W., E.K. Israelsen, J.P. Riely. 1973. Computer simulation of the hydrologic and salinity flow systems in the Bear river Basin. *Report n° PRWG 104-1. Utah Water Research Lab*. Utah State University. Logan.

- Hipel H.I. y K.W. McLeod. 1980. Perspectives in stochastic hydrology. *Time series*. O.D. Anderson (Ed). Proceedings of the International Conference held at Nottingham University: 73-102.
- Hipel H.I., K.W. McLeod, D.J. Noakes 1982. Fitting dynamic models to hydrological time series. *Developments in Water Science n° 17: Time series methods in the hydrosiences*, A.H. El-Shaarawi y S.R. Esterby (Eds.): 110-129.
- Hipel H.I., K.W. McLeod, W. Keung Li 1985. Causal and dynamic relationships between natural phenomena. *Time series analysis: theory and practice 6*. O.D. Anderson, E.A. Robinson (Eds). Elsevier Science Publications.
- Hirsch R. M., J.R. Slack, R.A. Smith. 1982. Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resources Research*, 18:107-121.
- Hoffman G. 1986. Guidelines for reclamation of salt-affected soils. *Applied Agricultural Research*, 1(2):65-72.
- Hoffman G.J., C. Dirksen, R.D. Ingvalson, E.V. Maas, J.D. Oster, S.L. Rawlins, J.D. Rhoades, J. Van Schilfgaarde. 1977. Minimizing salt in drain water by irrigation management. Design and initial results in Arizona field studies. *Agricultural Water Management*, 1:233-252.
- Hornsby A.G. 1973. *Predicting modelling for salinity control in irrigation return flows*. EPA-R2-73-168. Washington D.C. 56pp.
- Huthmann G. 1977. Modelling of water quality systems by multiple frequency response analysis. *Surface and subsurface hydrology*. J. Morel-Seytoux, J.D. Salas, T.G. Sanders, R.E. Smith (Eds.). Water Resources Publications.
- Hyatt M.L., J.P. Riley, M.L. Mckee, E.L. Israelsen. 1970. Computer simulation of the hydrological-salinity flow system within the Upper Colorado River Basin. *Report n° PRWG 54-1*. Utah Water Research Laboratory. Utah State University, Logan, Utah. 124pp.
- I.R.Y.D.A. 1985. *Plan General de Transformación de la zona regable de la 2ª parte del Canal de Monegros (Zaragoza-Huesca)*. Zaragoza
- Isidoro D., D. Quílez. 1995. Composición iónica de las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro. *XIII Jornadas técnicas sobre riegos*. Tenerife: 294-303
- Jensen M.E. 1977. Scientific irrigation scheduling for salinity control of irrigation return flow. *Proceedings of the National Conference on irrigation return flow quality management*: 133-139.
- Jury W.A., W.M. Jarrell, D. Devitt. 1979. Reclamation of saline-sodic soils by leaching. *Soil Science Society of America Journal*, 43:1100-1106.

- Kaddah W.T. y J.D. Rhoades. 1976. Salt and water balance in Imperial valley, California. *Soil Science Society of America Journal*, 40:93-100.
- Kendall M.G. 1975. *Rank correlation methods*. Charles Griffin. London.
- Keys J.W. 1981. Grand Valley irrigation return flow case study. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 107: 221-232.
- Khan I.A. 1982. Managing salinity in irrigated agriculture. *Journal of Irrigation and Drainage Division*, 108(IR1): 43-56.
- Labadie J.W. y I.A. Khan. 1979a. River basin salinity management via the ASTRAN method, I: Model development. *Journal of Hydrology*, 42:301-321.
- Labadie J.W., I.A. Khan. 1979b. River basin salinity management via the ASTRAN method, II: Case study. *Journal of Hydrology*, 42:323-345.
- Lettenmaier D.P. 1978. Design considerations for ambient stream quality monitoring. *Water Resources Bulletin*, 14:884.
- Liebermann T.D., D.K. Mueller, J.E. Kircher, A.F. Choquette. 1988. Characteristics and trends of streamflow and dissolved solids in the upper Colorado river basin, Arizona, Colorado, New Mexico, Utah y Wyoming. *U.S. Geological Survey open file report 87-568*, 99p.
- Loftis J.C., R.C. Ward, G.M. Smillie. 1983. Statistical models for water quality regulation. *J. Water Pollution Control Federal*, 55(8):1098-1104.
- Loftis J.C., C.H. Taylor, A. D. Newell, P.L. Chapman. 1991. Multivariate trend testing of lake water quality. *Water Resources Bulletin*, 27(3): 461-473.
- Machín J. y J.L. Arrue. 1989. Revisión de tipos de suelo. Factores limitantes de la productividad y la calidad del agua de riego. *Evaluación preliminar del impacto ambiental de los regadíos en el polígono de Monegros II. MOPU-CSIC*.
- Magesan G.N., D.R. Scotter, R.E. White. 1994. A transfer function approach to modelling the leaching of solutes to subsurface drains. I. Non reactive solutes. *Australian Journal of Soil Research*, 32:69-83.
- Mann H.B. 1945. Non-parametric test against trend. *Econometrica*, 13:245-249.
- Marquardt D.W. 1963. An algorithm for least-squares estimation of nonlinear parameters. *J. Soc. Indust. Appl. Math* 11(2):431-441.
- Martinez-Cob A., J. Faci, A. Bercero. 1997. *Evapotranspiración y necesidades de riego de los principales cultivos de las comarcas de Aragón*. Institución Fernando el Católico. Zaragoza.

- Martinez Beltrán J. 1978. *Drainage and reclamation of salt affected soils in the Bardenas area, Spain*. Publication 24. International Institute for land reclamation and Improvement. Wageningen. The Netherlands.
- McKerchar A.I. y J.W. Delleur. 1974. Application of seasonal parametric linear stochastic models to monthly flow data. *Water Resources Research*, 10(2): 246-255.
- McMichael F.C. y J.S. Hunter. 1972. Stochastic modeling of temperature and flow in rivers, *Water Resources Research*, 8(1):87-98.
- Metha B.M., R.C. Ahlert, S.L. Yu. 1975. Stochastic variation of water quality of the Passaic river. *Water Resources Research*, 6(1): 53-61.
- Miller W. W., J.C. Guitjens, C.N. Mahannah, H.M. Joung. 1978. Pollutant contributions from irrigation surface return flows. *Journal of Environmental Quality*, 7(1): 35-40
- Montgomery H.A.C. y I.C. Hart. 1974. The design of sampling programs for river and effluents. *Water Pollution Control*, 73:77-101.
- Moolman J.H., P.C. Van Rooyen, H.W. Weber. 1983. The effect of irrigation practices in the Bree river Valley on the salt content of a small river. *Irrigation Science*, 4: 103-116.
- Ministerio de Obras Públicas. 1961-1992. *Libros de control de Calidad de aguas red COCA*. Ministerio de Obras Públicas.
- Ministerio de Obras Públicas. 1990. *Plan Hidrológico. Síntesis de la Documentación básica*. Centro de Publicaciones del MOPU. Secretaria General Técnica ISBN 84-7433-665-1.
- MOPTMA. 1995. *Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro*. Ministerio de Obras Públicas Transportes y Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Ebro.
- Mueller D.K. y L.L. Osen. 1988. Estimation of natural dissolved-solids discharge in the upper Colorado river basin, Western United States. *U.S. Geological Survey. Water Resources Investigations report 87-4069*. Denver, Colorado. 62 pp.
- Neilson B.J. y B.B. Hsieh. 1982. Analysis of water temperature records using a deterministic-stochastic model. *Developments in Water Science n° 17: Time series methods in Hydrosciences*, A.H. El-Shaarawi y S.R. Esterby (Ed): 465-473.
- Nielsen D.R. y J.W. Biggar. 1961. Miscible displacement in soils: I. Experimental information. *Soil Science Society of America Proceedings*, 25:1-5.
- Nielsen D.R., y J.W. Biggar. 1962. Miscible displacement: III. Theoretical considerations. *Soil Science Society of America Proceedings*, 26:216-221.

- Nour el-Din M.M., I.P. King, K.K. Tanji. 1987a. Salinity management model: I. Development. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 113 (4) 449-453.
- Nour el-Din M.M., I.P. King, K.K. Tanji. 1987b. Salinity management model: II 1- and 2-D applications. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 113 (4) 454-468.
- O'Connor D.J. 1976. The concentration of dissolved solids and river flow. *Water Resources Research*, 12(2): 279-294.
- Oosterveld M., R.W. McMullin, J.A. Toogood. 1978. Return flow and soil salts in two drainage basins. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 104 (IR4): 361-371.
- Oster J.D. y G.P. Dell'Osso. 1975. *Fortran IV computer program for soil solution chemistry*. U.S. Salinity Laboratory, Riverside, California.
- Oster J.D. y J.D. Rhoades. 1975. Calculated drainage water composition and salt burdens resulting from irrigation with river waters in the Western United States. *Journal of Environmental Quality*, 4:73-79.
- Oster J.D. y A.D. Halvorson. 1978. Saline seep chemistry. Proceedings of Subcommission on Salt affected soils. *Transactions of the 11th International Congress of Soil Science*. Edmonton, Canada.
- Oster J.D., L.S. Willardson, G.J. Hoffman. 1972. Sprinkling and ponding techniques for reclaiming saline soils. *Transactions of ASAE*, 15:115-117.
- Oster J.D., I. Shainberg, I.P. Abrol. 1996. Reclamation of salt affected soils. En *Soil Erosion, Conservation and Rehabilitation*. M. Agassi (ED). Marcel Dekker, Inc. New York.
- Page E.B. 1963. Ordered hypothesis for multiple treatments; A significance test for linear ranks. *Journal American. Statistic Association*, 58:216-230.
- Peryea F.J., F.T. Bingham, J.D. Rhoades. 1985. Regeneration of soluble boron by reclaimed high boron soils. *Soil Science Society of America Journal*, 49:313-316.
- Pigram J.J. 1986. Salinity and basin management in southeastern Australia. *Geographical Review*, 76: 3, 249-264.
- Pionke H.B. y A.D. Nicks. 1970. The effects of selected hydrologic variables on stream salinity. *Bulletin of the International Association of Scientific Hydrology XV*, 4 12/1970:13-21.
- Pionke H.B., A.D. Nicks, R.R. Schoof. 1972. Estimating salinity of streams in the southwestern United States. *Water Resources Research*, 8(6): 1597-1604.
- Prichard T.L., G.J. Hoffman, J.D. Oster. 1985. Reclamation of saline organic soil. *Irrigation Science*, 6:211-220.

- Puente C.E. 1978. *Algunos modelos multivariados de generación sintética de datos*. Proyecto de Grado. Facultad de Ingeniería, Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia
- Quílez D. 1985. *Descripción, análisis y aplicación de un modelo hidrosalino del sistema flujos de retorno de riego*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Sección Físicas. Universidad de Zaragoza. 243 pp.
- Quílez D. 1988. *Stochastic modelling of flow and salinity in the Ebro river, Spain*. Tesis de Master. University of California, Davis. 124 pp.
- Quílez D. y R. Aragüés. 1987. El sistema flujo de retornos de riego y su modelación matemática. *Investigación Agraria: Producción y Protección Vegetal*, 2(2):133-148.
- Quílez D., R. Aragüés, R., K.K. Tanji 1987a. Descripción de un modelo conceptual hidrosalino del sistema flujos de retorno de riego. *Investigación Agraria: Producción y Protección vegetal*, 2(2):150-164.
- Quílez D., R. Aragüés, J. Faci. 1987b. Calibración, verificación y aplicación de un modelo conceptual hidrosalino del sistema flujos de retorno de riego. *Investigación Agraria: Producción y Protección vegetal*, 2(2):165-182.
- Quílez D., R. Aragüés, K.K. Tanji. 1992. Salinity of rivers: Transfer function-noise approach. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 118(3): 343-359.
- Ramos C., D. Quílez. 1992. La calidad de las aguas. *Información Técnica Económica Agraria*, volumen extra nº12: 65-87.
- Rao S.G. y E.W. Quillan. 1982. Stochastic ARIMA models of montly streamflow. *Developments in Water Science n° 17: Time series methods in the hydrosciences*: 474-486.
- Recursos Naturales S.A. 1979. *Estudio de reconocimiento detallado de suelos de la zona de Monegros II (Zaragoza y Huesca)*. 102 pp.
- Recursos Naturales S.A. 1981. *Estudio de suelos de la zona de Monegros II (Zaragoza y Huesca)*. 55pp.
- Recursos Naturales S.A. 1983. *Estudio detallado de suelos de la delimitación de Monegros II al sur de Bujaraloz (Zaragoza) y Peñalba (Huesca)*. 65pp.
- Recursos Naturales S.A. 1984a. *Estudio detallado de suelos de las delimitaciones de Candasnos, Mequinenza-Candasnos-Torrente en Monegros II (Zaragoza y Huesca)*. 74pp.
- Recursos Naturales S.A. 1984b. *Estudio detallado de suelos de la delimitación de Peñalba-Torrente-Villanueva de Sigena en Monegros II (Huesca)*. 79pp.

- Revuelta C. 1994. *Calibración del sensor electromagnético para la medida de la salinidad de los suelos en Bardenas I*. Proyecto fin de Carrera. Escuela Universitaria Politécnica de La Almunia de Doña Godina. 150pp.
- Rhoades J.D. y D.L. Suarez. 1977. Reducing water quality degradation through minimized leaching management. *Agriculture Water Management*, 1: 127-142.
- Rhoades J.D., R.D. Ingvalson, J.M. Tucker, M. Clark. 1973. Salts in irrigation drainage waters: I. Effects of irrigation water composition, leaching fraction and time of year on the salt composition of irrigation drainage waters. *Soil Science Society of America Proceedings*, 37:770-774.
- Rhoades J.D., J.D. Oster, R.D. Ingvalson, J.M. Tucker, M. Clark. 1974. Minimizing the salt burdens of irrigation drainage waters. *Journal of Environmental Quality*, 3:311-316.
- Ribbens R.W., M.J. Shaffer. 1976. Irrigation return flow modelling for the Souris Loop, environmental aspects of irrigation and drainage. *Proceedings of ASCE Specialty Conference. Ottawa, Canada: 545-557.*
- Riley J.P. y J.J. Jurinak. 1979. Irrigation management for river salinity control. *Journal of the Irrigation and Drainage Engineering*, 105 (IR4): 419-432.
- Richards L.A. 1954. *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. USDA. Agricultural Handbook 60. 160pp.
- Robson A.J., C. Neal. 1996. Water quality trends at an upland site in Wales UK, 1983-1993. *Hydrological processes*, 10(2): 183-203.
- Royo A. y R. Aragüés. 1991. Descripción y evaluación de una triple fuente lineal de aspersión para el estudio de la respuesta de los cultivos a la salinidad. II: salinidad del suelo. *Investigación Agraria: Producción y Protección vegetal*, 6(2):217-228.
- Royo A., R. Aragüés, J. Faci. 1991. Descripción y evaluación de una triple fuente lineal de aspersión para el estudio de la respuesta de los cultivos a la salinidad. I: Agua de riego. *Investigación Agraria: Producción y Protección vegetal*, 6(2):199-215.
- Saad J., D. Quílez, J.P. Soubigou. 1997. Lavado de nitrato en cultivo de maíz bajo diferentes tratamientos de riego y nitrógeno en minilísimetros. *XV Congreso Nacional de Riegos*. Lleida 25-27 Junio 1997: 544-552.
- Sanders T.G., D.D. Adrian. 1978. Sampling frequency for river quality monitoring. *Water Resources Research*, 14(4):569-576.
- Sanin M.V. 1993. Problems of irrigation drainage water utilization for the prevention of surface water pollution. *Water Science Technology*, 28(5): 489-496.

- Scofield C.S. 1940. Salt balance in irrigation areas. *Agricultural Research*, 61:17-30.
- Sen P.K. 1968a. On a class of aligned rank order tests in two way layouts. *Ann. Math. Statist.*, 39:1115-1124.
- Sen P.K. 1968b. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau, *Journal American Statistic Association*, 63:1379-1389.
- Sharma S.K. y H.R. Manchanda. 1996. Influence of leaching with different amounts of water on desalinization and permeability behaviour of chloride and sulphate dominated saline soils. *Agricultural Water management*, 31(3). 225-235.
- Shumway R.H. 1988. *Applied statistical time series analysis*. Prentice Hall. Englewood Cliffs, NJ.
- Sim C.H. 1987. A mixed gamma ARMA(1,1) model for river flow time series. *Water Resources Research*, 23(1): 32-36.
- Skogerboe G.V., D.B. McWhorter, J.E. Ayars. 1979. *Irrigation practices and return flow salinity in Grand Valley*. R.S. Kerr Environmental Research Laboratory US EPA. Ada, Oklahoma.
- Smith R.A., R.M. Hirsch, J.R. Slack. 1982. A study of trends in total phosphorous measurements at stations in the NASQAN network. *U.S. Geological Survey Water Supply paper 2190*. U.S. Geological Survey. Alexandria, Va.
- Snorrason A., P. Newbold, W.H.C. Maxwell. 1984. Multiple input transfer function-noise modelling of river flow. *Frontiers in hydrology*. W.H.C. Maxwell, L.R. Beard (Eds.). Water Resources Publications.
- Steele T.D. 1969. Digital-computer applications in chemical quality studies of surface waters in a small watershed. *The use of analog and digital computer in hydrology*. IAHS-AIHA-UNESCO.
- Suarez D.L. 1989. Impacts of agricultural practices on groundwater salinity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26: 215-227.
- Suarez D.L. y J.D. Rhoades. 1977. Effect of leaching fraction on river salinity. *Journal of Irrigation and Drainage Division ASCE*, 103(IR2). 245-257.
- Suarez D.L. y M. Th. Van Genuchten. 1981. Leaching and water type effects on groundwater quality. *Journal of Irrigation and Drainage Division ASCE*, 107(IR1):35-52.
- Sylvester R.O. y R.W. Seabloom. 1963. Quality and significance of irrigation return flows. *Journal of Irrigation and Drainage Division ASCE*, 89 (IR3):1-27.
- Tanji K.K. 1977. A conceptual hydrosalinity model for predicting salt load in irrigation return flow. *Managing saline water for irrigation*. Texas Tech. University, Lubbock pp:49-65.

- Tanji K.K. 1981a. California irrigation return flow case studies. *Journal of Irrigation and Drainage Division ASCE*, 107(IR2): 209-219.
- Tanji K.K. 1981b. River basin hydrosalinity modelling. *Land and stream salinity. Developments in agricultural engineering*. J.W. Homes y T. Talsma (Ed.): 207-225.
- Tanji K.K. 1982. River basin hydrosalinity modelling. *Agricultural Water Management*, 4:207-225.
- Tanji K.K. y B.R. Hanson. 1990. Drainage and return flow in relation to irrigation management. *Irrigation of agricultural crops*. ASA-CSSA-SSSA Agronomy monograph n° 30.
- Tanji K.K., L.D. Doneen, G.V. Ferry, R.S. Ayers. 1972. Computer simulation analysis on reclamation of salt affected soils in San Joaquin Valley. *Soil Science Society of America Proceedings*, 36(1):127-133.
- Tanji K.K., J.W. Biggar, G.L. Horner, R.J. Miller, W.O. Pruitt. 1977. Evaluation of surface irrigation return flows en the Central valley of California. *Proceedings of National Conference on Irrigation Return Flow Quality Management*: 167-173.
- Thomas J.O., J.P. Riley, E.K. Israelsen. 1971. *A computer model of the quantity and chemical quality of return flows*. PRWG 77-1. Utah Water Research Lab. Utah State University. Logan. 94pp.
- Torres M. 1983. *Balance hidrosalino de un polígono de riego en Los Llanos de La Violada (Huesca)*. Tesis de Master. Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza. Zaragoza. 275 pp.
- U.S. Bureau of Reclamation. 1975. *Predicting of mineral quality of irrigation return flows*. Vol I. Engineering and research center. Denver. Colorado. 58pp.
- United States Department of the Interior. 1963-1989. *Quality of water Colorado river basin*. Progress report 1-14.
- Valantine V.E. 1981. Water quality controls on Imperial valley drainage. *Journal of Irrigation and Drainage Division ASCE* 107 (IR2): 233-237.
- van Belle G., J.P. Hughes. 1983. Monitoring for water quality: fixed stations versus intensive surveys. *Journal Water Pollution Control Federal*, 55(4): 400-404.
- van Belle G. J.P. Hughes. 1984. Nonparametric tests for trend in water quality. *Water Resources Research*, 20:127-136.
- van der Lelij A. y S.E. Flint. 1983. Salinity control problems associated with irrigation in south-west New South Wales, Australia. *Salinity in watercourses and reservoirs*. Edited by French, R.H. Stoneham, MA, USA. Butterworth Publishers: 265-274.

- van Hoorn J.W. 1981. Salt movement, leaching efficiency, and leaching requirements. *Agricultural Water Management*, 4: 409-428.
- van Schilfgaarde J., L. Bernstein, J.D. Rhoades, S.L. Rawlins. 1974. Irrigation management for salt control. *Journal of Irrigation and Drainage Division of ASCE*, 100(IR3): 321-338.
- Walker W.R. 1970. *Hydro-salinity model of the Grand Valley*. M.S. Thesis. Colorado State University. Ft. Collins. Colorado.
- Walker W.R. 1977. Modelling the irrigation return flow system. Current capabilities and future needs. Proceedings of the National Conference on Irrigation Return Flow Quality Management: 261-265.
- Walker W.R. 1978. *Identification and initial evaluation of irrigation return flow hydrosalinity models*. U.S. Environ. Protection Agency, EPA-600/2-78-144, Washington D.C.
- Walker W.R., G.V. Skogerboe, R.G. Evans. 1979. Reducing salt pickup from irrigated lands. *Journal of Irrigation and Drainage Division of ASCE*, 105(IR1):1-14.
- Walker W.W. 1991. Water quality trends at inflows to everglades national park. *Water Resources Bulletin*, 27 (1):59-72.
- Ward R.C. y J.C. Loftis. 1989. Monitoring systems for water quality. *Critical Reviews in Environmental Control*, 19(2):101-118.
- Water Resources Engineers. 1969. *An investigation of salt balance in the upper Santa Ana river basin*. Final report to California department of water resources. 198pp.
- Webb B.W. 1996. Trends in stream and river temperature. *Hydrological processes*, 10(2):205-226.
- Weeks W.D. y W.C. Boughton. 1987. Tests of ARMA models forms for rainfall-runoff modelling. *Journal of Hydrology*, 91:29-47.
- Wichelns D. y D. Nelson, 1987. Empirical analysis of salt and selenium concentration in subsurface drainage water. *USCID National Meeting 1987*. 109-118.
- Woods P.C. 1967. *Management of hydrological system for water quality control*. Water Resources Center Contribution n° 121. University of California, Davis, 121pp.
- Woods P.C., G.T. Orlob. 1963. *The Lost river system. A water quality management investigation*. Water Resources Center. Contribution n° 68. 54 pp. University of California.
- Yu Y.S. y S. Zou. 1993. Relating trends of principal components to trends of water quality Constituents. *Water Resources Bulletin*, 29(5). 797-806.



ANEJOS

Anejo 1. LISTADO DEL PROGRAMA *KENDALL*

```

DECLARE SUB impresora ()
REM $INCLUDE: 'QB.BI'
REM *****
REM * PROGRAMA KENDALL *
REM *****
REM NOVIEMBRE 1993
REM LOLA QUILEZ
REM
      OPTION BASE 1
      DIM DATOS(4, 500), SLOPE(12, 500), SLOP(12), INDEX(12), SLOPET(5500)
      DIM S(12), Z(12), v(12), N(12), INF(12), SUP(12), ZH(12)
      CLS
      M$ = "Octubre   Noviembre Diciembre Enero   Febrero   Marzo
Abril     Mayo       Junio       Julio       Agosto     Septiembre"
100  KEY 1, "ENTRADA"
      KEY 2, "TEST-KENDALL"
      KEY 3, "SALIR"
      KEY ON
      ON KEY(1) GOSUB 1
      ON KEY(2) GOSUB 2
      ON KEY(3) GOSUB 3
      KEY(1) ON
      KEY(2) ON
      KEY(3) ON
200  GOTO 200
REM ENTRADA DE DATOS
REM =====
REM
1    CLS
      OBS = 1
      PRINT "                      ENTRADA DE DATOS"
      PRINT "                      ====="
      PRINT

5    PRINT " 1 - TECLADO "
      INPUT " 2 - ARCHIVO "; FORMA
      IF FORMA = 2 THEN 30
      IF FORMA <> 1 THEN 5
      INPUT "Nombre del archivo donde almacenar los datos"; FILE$
      OPEN FILE$ FOR OUTPUT AS #1
      INPUT "N-mero de variables"; NVAR
      PRINT #1, USING "## ###";

R
      PRINT "(MISSING VALUE=-"

"
      PRINT "Observacion #"; OBS
      FOR I = 1 TO NVAR
        PRINT "                      Var."; I; : INPUT DATOS(I, OBS)
        IF DATOS(I, OBS) = 0 THEN 20
        PRINT #1, USING "#####.##"; DATOS(I, OBS);
      NEXT I
      PRINT #1, " "
      OBS = OBS + 1
      GOTO 10
20  CLOSE #1
      GOTO 40

```

```

REM
REM -----
REM ENTRADA DE DATOS POR ARCHIVO
REM

30  INPUT "NOMBRE DEL ARCHIVO DONDE TIENES ALMACENADOS LOS DATOS"; FILE$
    OPEN FILE$ FOR INPUT AS #1
    INPUT #1, NVAR
50  FOR I = 1 TO NVAR
        INPUT #1, DATOS(I, OBS)
    NEXT I
    OBS = OBS + 1
    IF EOF(1) THEN OBS = OBS - 1: PRINT OBS; " observaciones": GOTO 40
    GOTO 50
40  CLS : CLOSE #1
    KEY ON
    GOTO 100

REM
REM -----
REM
REM TEST DE KENDALL

REM Por meses
REM -----
2   CLS
    INPUT "ELIGE EL NUMERO DE LA VARIABLE"; H1
    LOCATE 10, 10: PRINT "PRESS 'D' FOR DISPLAY OUTPUT."
    LOCATE 12, 10: PRINT "PRESS 'P' FOR PRINTER OUTPUT."
    LOCATE 14, 10: PRINT "PRESS 'F' FOR FILE OUTPUT."
    DO: tc$ = INKEY$: LOOP WHILE tc$ = ""
    SELECT CASE UCASE$(tc$)
    CASE "D"
        FILEOUT$ = "con"
    CASE "P"
        FILEOUT$ = "lpt1"
    CASE "F"
        LOCATE 20, 10: INPUT "NAME OF FILE (MAX 8 Carácter.):", FILEOUT$
    CASE ELSE
        BEEP
    END SELECT
    KEY OFF
    CLOSE #2
    CLS
    OPEN FILEOUT$ FOR OUTPUT AS #2
    N = INT(OBS / 12)
    FOR I = 1 TO 12
        INDEX(I) = 0
    NEXT I
    S = 0: v = 0
    INDEXT = 0
    FOR I = 1 TO 12
        INDEX = 0
        S(I) = 0: Z(I) = 0: v(I) = 0: N(I) = 0
        FOR K = 0 TO N - 2
            IF DATOS(H1, I + K * 12) = -1 THEN 130

```

```

N(I) = N(I) + 1
FOR J = K + 1 TO N - 1
  IF DATOS(H1, I + J * 12) = -1 THEN 140
  INDEX = INDEX + 1
  SLOPE(I, INDEX) = (DATOS(H1, I + J * 12) - DATOS(H1,
    I + K * 12)) / (J - K)

  IF SLOPE(I, INDEX) > 0 THEN t = 1 ELSE t = -1
  IF DATOS(H1, I + J * 12) = DATOS(H1, I + K * 12)
    THEN t = 0

  S(I) = S(I) + t
NEXT J
140
130
NEXT K
IF DATOS(H1, I + (N - 1) * 12) <> -1 THEN N(I) = N(I) + 1
v(I) = N(I) * (N(I) - 1) * (2 * N(I) + 5) / 18
INDEX(I) = INDEX
S = S + S(I)
v = v + v(I)
INDEXT = INDEXT + INDEX(I)

NEXT I

CLS
PRINT : PRINT " Ten paciencia que estoy ordenando los datos,"
PRINT : PRINT " y hoy estoy un poco lento"

REM
REM Estimación de las pendientes (Seasonal Kendall Slope Estimator)
REM =====
REM Por meses
REM -----
FOR I = 1 TO 12
  FOR J = 1 TO INDEX(I) - 1
    FOR K = J + 1 TO INDEX(I)
      IF SLOPE(I, J) > SLOPE(I, K) THEN DUMMY = SLOPE(I,
        J): SLOPE(I, J) = SLOPE(I, K): SLOPE(I, K) = DUMMY

      NEXT K
    NEXT J

  IMEDIANA = INT(INDEX(I) / 2)
  IF IMEDIANA = INDEX(I) / 2 THEN SLOP(I) = (SLOPE(I, IMEDIANA) +
    SLOPE(I, IMEDIANA + 1)) / 2 ELSE SLOP(I) = SLOPE(I, IMEDIANA + 1)

  R1 = (INDEX(I) - 1.96 * SQR(v(I))) / 2
  R2 = ((INDEX(I) + 1.96 * SQR(v(I))) / 2) + 1
  DELTA1 = R1 - INT(R1)
  DELTA2 = R2 - INT(R2)
  IF R1 < 1 THEN INF(I) = SLOPE(I, 1) ELSE INF(I) = SLOPE(I, INT(R1)) +
    (SLOPE(I, INT(R1) + 1) - SLOPE(I, INT(R1))) * DELTA1

  IF R2 > INDEX(I) THEN SUP(I) = SLOPE(I, INDEX(I)) ELSE SUP(I) =
    SLOPE(I, INT(R2)) + (SLOPE(I, INT(R2) + 1) - SLOPE(I, INT(R2))) *
    DELTA2

```

```

NEXT I

REM Anual
REM -----
REM M = INDICE PARA LA VARIABLE SLOPET
  M = 0
  FOR I = 1 TO 12
REM PRINT "PENDIENTE ANUAL RECOLOCANDO MES "; I
    FOR J = 1 TO INDEX(I)
      M = M + 1
REM =====
REM AQUI ESTA EL PROBLEMA QUE EN LA VARIABLE SLOPET QUEDAN HUECOS !
REM si los valores de INDEX(I) no son iguales para todos los meses.!
REM =====
REM Se soluciona el problema añadiendo la variable M que actúa de índice

      SLOPET(M) = SLOPE(I, J)
    NEXT J
  NEXT I

  FOR J = 1 TO INDEXT - 1
REM PRINT "PENDIENTE ANUAL. OBSERVACION"; J
    FOR K = J + 1 TO INDEXT
      IF SLOPET(J) > SLOPET(K) THEN DUMMY = SLOPET(J) : SLOPET(J)
        = SLOPET(K) : SLOPET(K) = DUMMY

    NEXT K
  NEXT J
  IMEDIANA = INT(INDEXT / 2)
  IF IMEDIANA = INDEXT / 2 THEN SLOPT = (SLOPET(IMEDIANA) +
SLOPET(IMEDIANA + 1)) / 2 ELSE SLOPT = SLOPET(IMEDIANA + 1)

  R1 = (INDEXT - 1.96 * SQR(v)) / 2
  R2 = ((INDEXT + 1.96 * SQR(v)) / 2) + 1
  DELTA1 = R1 - INT(R1)
  DELTA2 = R2 - INT(R2)
  IF R1 < 0 THEN INF = SLOPET(0) ELSE INF = SLOPET(INT(R1)) +
(SLOPET(INT(R1) + 1) - SLOPET(INT(R1))) * DELTA1

  IF R2 > INDEXT THEN SUP = SLOPET(INDEXT) ELSE SUP = SLOPET(INT(R2)) +
(SLOPET(INT(R2) + 1) - SLOPET(INT(R2))) * DELTA2

REM


---


REM CALCULO DE Z
REM =====
  CLS
  PRINT "Conecta la impresora, asegúrate que esta ON LINE y tiene papel"
  CALL impresora
  CLS
  PRINT #2,
  PRINT #2, "ANALISIS DE TENDENCIAS"
  PRINT #2, "===== "
  PRINT #2, : PRINT #2, "ARCHIVO : "; FILE$; " Variable "; H1;
  PRINT #2, " con datos de"; INT(OBS / 12); " Años"

```

```

PRINT #2, : PRINT #2, " Test estacional de Kendall"
PRINT #2, " -----": PRINT #2,
PRINT #2, "Mes          S          Z-Statistic N°  Pendiente
Interv. Confianza (95%)"

FOR I = 1 TO 12
  IF S(I) > 0 THEN Z(I) = (S(I) - 1) / v(I) ^ .5
  IF S(I) < 0 THEN Z(I) = (S(I) + 1) / v(I) ^ .5
  IF S(I) = 0 THEN Z(I) = 0
  PRINT #2, USING "& #####   #####.#####   ###   #####.#####
  ###.##   ###.##"; MID$(M$, I * 10 - 9, 10); S(I); Z(I);
  INDEX(I); SLOP(I); INF(I); SUP(I)

NEXT I

IF S > 0 THEN Z = (S - 1) / (v ^ .5)
IF S < 0 THEN Z = (S + 1) / (v ^ .5)
IF S = 0 THEN Z = 0
PRINT #2, USING "& #####   #####.#####   #####.#####
###.##   ###.##"; "AºO   "; S; Z; INDEX; SLOP; INF; SUP: PRINT
#2, : PRINT #2,

```

REM CALCULA SI HAY HOMOGENEIDAD DURANTE LOS DIFERENTES MESES:

```

REM -----
ZMEDIA = 0: ZMEDSQ = 0
FOR I = 1 TO 12
  ZH(I) = S(I) / (v(I) ^ .5)
  ZMEDIA = ZMEDIA + ZH(I)
  ZMEDSQ = ZMEDSQ + ZH(I) * ZH(I)
NEXT I
ZMEDIA = ZMEDIA / 12
CHITOTAL = ZMEDSQ
CHITREND = 12 * ZMEDIA * ZMEDIA
CHIHOMOG = CHITOTAL - CHITREND
IF UCASE$(FILEOUT$) = "CON" THEN
  LOCATE 24, 30: PRINT #2, "Press any key to continue "
  DO: TC2$ = INKEY$: LOOP WHILE TC2$ = ""
END IF
CLS

PRINT #2, "TEST CHI_CUADRADO DE HOMOGENEIDAD"
PRINT #2, " -----": PRINT #2,
PRINT #2, "          CHISQUARE          GRADOS LIB.          CHISQUARE (95%)"
PRINT #2, USING "& #####.#####          ##"; " Total"; CHITOTAL; 12
PRINT #2, USING "& #####.#####          ###          3.84"; "
Trend"; CHITREND; 1

PRINT #2, USING "& #####.#####          ###          19.68"; "
Homog"; CHIHOMOG; 11

PRINT #2,
IF UCASE$(FILEOUT$) = "CON" THEN
  LOCATE 24, 30: PRINT #2, "Press any key to continue "
  DO: TC2$ = INKEY$: LOOP WHILE TC2$ = ""

```



```
END IF
CLOSE #2
CLS
KEY ON
GOTO 100
```

```
REM FIN
REM ===
3 KEY OFF
CLS
END
```

```
SUB impresora
DIM regs AS RegType
AH = &H0
CALL INTERRUPT(&H17, regs, regs)
END SUB
```

Anejo 2. SALIDAS DEL PROGRAMA KENDALL

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRMIRN.DAT

Variable: Caudal con datos de 29 Años (1961-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-120	-2.48078	351	-0.72462	-1.26	-0.22
Noviembre	-114	-2.11966	406	-0.71280	-2.19	-0.03
Diciembre	-92	-1.79784	378	-1.49052	-2.79	0.12
Enero	-62	-1.14424	406	-0.84260	-2.99	0.52
Febrero	-3	-0.04169	351	-0.16400	-2.70	2.60
Marzo	-16	-0.29635	378	-0.31444	-2.39	3.00
Abril	-64	-1.18176	406	-1.16050	-2.87	1.05
Mayo	106	2.07443	378	1.37333	0.06	3.12
Junio	7	0.11854	378	0.06167	-1.13	1.28
Julio	-91	-1.87622	351	-0.65875	-1.14	0.04
Agosto	-115	-2.25224	378	-0.71701	-1.40	-0.10
Septiembre	-122	-2.39054	378	-0.86062	-1.52	-0.26
Año	-686	-3.90309	4539	-0.58667	-0.86	-0.32

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	36.00743	12	
Trend	15.29273	1	3.84
Homog	20.71471	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRMIR15.DAT

Variable: Caudal con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-22	-1.03923	105	-0.50500	-1.60	0.22
Noviembre	-61	-2.96923	105	-1.94000	-3.13	-0.72
Diciembre	-39	-1.88051	105	-2.58714	-8.52	0.38
Enero	-39	-1.88051	105	-2.98571	-10.13	0.10
Febrero	-23	-1.08872	105	-2.00000	-8.92	4.70
Marzo	1	0.00000	105	0.60000	-5.20	10.95
Abril	-33	-1.58359	105	-6.08000	-15.22	3.45
Mayo	-29	-1.38564	105	-2.30000	-8.37	3.87
Junio	-7	-0.29692	105	-0.54000	-4.12	2.96
Julio	3	0.09897	105	0.28000	-2.24	1.61
Agosto	-27	-1.28667	105	-0.73000	-2.09	0.48
Septiembre	-9	-0.39590	105	-0.72429	-2.20	0.89
Año	-285	-4.05714	1260	-1.29257	-1.90	-0.70

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	25.89796	12	
Trend	16.57653	1	3.84
Homog	9.32143	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRMIRN.DAT

Variable: CE25 con datos de 29 Años (1961-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	213	4.18838	378	6.22956	3.85	8.97
Noviembre	214	3.99547	406	9.92917	6.13	14.16
Diciembre	152	2.98323	378	8.48071	2.92	14.16
Enero	-19	-0.33765	406	-0.61058	-6.92	3.75
Febrero	12	0.20634	406	0.35897	-3.36	3.77
Marzo	47	0.86287	406	2.32500	-2.72	6.27
Abril	68	1.25679	406	3.53581	-1.70	7.87
Mayo	70	1.29431	406	1.65060	-1.22	5.54
Junio	194	3.62031	406	7.62125	4.10	11.01
Julio	168	3.13260	406	7.69700	3.46	11.52
Agosto	128	2.38227	406	2.55478	0.80	4.71
Septiembre	196	3.65782	406	3.32131	1.63	5.03
Año	1443	7.87332	4816	4.16542	3.22	5.17

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	89.60252	12	
Trend	62.71102	1	3.84
Homog	26.89151	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRMIR15.DAT

Variable: CE25 con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	66	3.21667	105	13.00000	5.62	18.50
Noviembre	77	3.76102	105	22.36364	14.13	33.00
Diciembre	46	2.22692	105	15.00000	1.43	34.15
Enero	19	0.89077	105	4.50000	-7.53	19.42
Febrero	13	0.59385	105	3.50000	-8.61	16.08
Marzo	9	0.39590	105	4.40000	-12.91	19.62
Abril	29	1.38564	105	8.69231	-6.77	21.10
Mayo	23	1.08872	105	5.00000	-8.98	19.79
Junio	42	2.02897	105	7.00000	0.28	15.00
Julio	5	0.19795	105	2.00000	-16.16	16.44
Agosto	2	0.04949	105	0.84615	-5.00	5.61
Septiembre	9	0.39590	105	0.30000	-3.43	5.35
Año	340	4.84286	1260	6.65865	3.77	10.22

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	39.81061	12	
Trend	23.59184	1	3.84
Homog	16.21877	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRMIRN.DAT**Variable: **CE_{aj}** con datos de 29 Años (1961-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	165	3.41889	351	4.92563	2.27	7.74
Noviembre	202	3.77037	406	7.53014	4.18	12.06
Diciembre	151	3.12704	351	7.45556	3.48	13.55
Enero	-42	-0.76908	406	-1.78329	-7.13	2.89
Febrero	55	1.12573	351	1.54786	-1.67	4.49
Marzo	42	0.81002	378	1.82015	-2.56	5.83
Abril	66	1.21927	406	2.92722	-1.41	6.51
Mayo	88	1.71882	378	2.94227	-0.41	7.15
Junio	190	3.73398	378	8.17708	4.78	11.69
Julio	123	2.54332	351	6.93783	1.65	11.59
Agosto	94	1.83736	378	1.87700	-0.23	4.59
Septiembre	130	2.54859	378	2.33796	0.61	4.30
Año	1264	7.22718	4512	3.75253	2.72	4.72

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	73.98849	12	
Trend	53.27863	1	3.84
Homog	20.70987	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRMIR15.DAT**Variable: **CE_{aj}** con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	59	2.87026	105	11.73217	3.70	19.56
Noviembre	55	2.67231	105	17.48000	7.44	29.28
Diciembre	33	1.58359	105	10.84560	-2.92	27.97
Enero	1	0.00000	105	1.47650	-9.12	13.87
Febrero	1	0.00000	105	0.20189	-8.13	9.21
Marzo	11	0.49487	105	2.43500	-9.66	20.62
Abril	29	1.38564	105	5.22245	-2.98	13.53
Mayo	7	0.29692	105	1.52250	-10.15	18.71
Junio	29	1.38564	105	4.42000	-1.52	12.34
Julio	1	0.00000	105	0.31890	-14.52	14.62
Agosto	-5	-0.19795	105	-0.35133	-4.87	5.59
Septiembre	5	0.19795	105	0.29067	-4.85	6.77
Año	226	3.21429	1260	3.96706	1.55	7.24

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	23.26530	12	
Trend	10.42367	1	3.84
Homog	12.84163	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRPIGN.DAT

Variable: Caudal con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-16	-1.02859	66	-1.94017	-4.48	2.96
Noviembre	-24	-1.57717	66	-8.65889	-25.18	1.60
Diciembre	-23	-1.20439	91	-8.11818	-33.23	16.02
Enero	-43	-2.29929	91	-23.90769	-57.58	-7.68
Febrero	9	0.71554	45	4.66444	-34.56	54.42
Marzo	-6	-0.38925	55	-3.38000	-29.55	48.74
Abril	-22	-1.28119	78	-25.65847	-80.73	14.64
Mayo	-28	-1.64724	78	-22.72064	-47.41	10.38
Junio	-31	-1.48461	105	-10.98889	-30.09	1.54
Julio	-21	-1.78885	45	-4.02364	-15.25	0.26
Agosto	-20	-1.15917	78	-2.32750	-7.47	0.75
Septiembre	-5	-0.21898	91	-0.08143	-4.35	0.95
Año	-230	-4.14269	889	-4.86900	-8.60	-2.48

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	24.07011	12	
Trend	16.27488	1	3.84
Homog	7.79523	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRPIGN.DAT

Variable: CE25 con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	63	3.06820	105	31.00000	7.15	41.78
Noviembre	45	2.17744	105	32.66667	4.73	64.59
Diciembre	27	1.28667	105	21.42857	-15.54	51.79
Enero	27	1.28667	105	16.40000	-5.84	46.87
Febrero	14	0.64333	105	8.44444	-8.31	40.68
Marzo	-1	0.00000	105	-0.50000	-11.33	19.65
Abril	-2	-0.04949	105	-0.15385	-20.18	15.58
Mayo	23	1.08872	105	10.80000	-10.79	30.68
Junio	19	0.89077	105	15.62500	-14.64	47.83
Julio	45	2.17744	105	26.75000	1.45	48.32
Agosto	67	3.26615	105	35.12500	14.77	47.22
Septiembre	57	2.77128	105	22.85714	9.13	39.77
Año	384	5.47143	1260	17.25000	11.30	24.67

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	44.83102	12	
Trend	30.09306	1	3.84
Homog	14.73796	11	19.68

ANÁLISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRPIGN.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	34	2.26289	66	19.48024	2.92	30.40
Noviembre	8	0.48001	66	6.41262	-13.89	19.64
Diciembre	11	0.54745	91	3.27000	-17.18	32.14
Enero	-5	-0.21898	91	-1.66200	-18.28	10.94
Febrero	-3	-0.17889	45	-1.64000	-14.42	18.04
Marzo	-21	-1.55700	55	-10.29100	-21.40	6.16
Abril	-8	-0.42706	78	-4.32848	-33.99	12.46
Mayo	-28	-1.64724	78	-15.65063	-31.74	9.06
Junio	-19	-0.89077	105	-5.88714	-17.36	12.84
Julio	13	1.07331	45	9.84500	-11.25	39.00
Agosto	16	0.91513	78	13.31812	-5.70	50.92
Septiembre	39	2.08031	91	18.52778	1.77	36.40
Año	37	0.65125	889	1.91167	-2.80	7.77

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	19.82267	12	
Trend	0.49724	1	3.84
Homog	19.32544	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRZARN.DAT**Variable: **Caudal** con datos de 29 Años (1961-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv. Confianza (95%)	
Octubre	-140	-2.60737	406	-2.20294	-4.22	-0.89
Noviembre	-80	-1.48189	406	-2.46948	-6.00	0.81
Diciembre	-151	-3.30623	325	-18.89286	-35.77	-5.96
Enero	-78	-1.44437	406	-7.28333	-22.43	3.30
Febrero	-29	-0.58371	351	-2.52174	-19.17	9.99
Marzo	-46	-0.93811	351	-4.34783	-13.63	3.00
Abril	-13	-0.26450	325	-2.00909	-13.85	8.63
Mayo	-4	-0.06254	351	-0.13437	-8.57	8.40
Junio	-22	-0.46287	325	-1.04545	-8.00	5.11
Julio	-41	-0.79026	378	-0.66186	-3.33	1.72
Agosto	-52	-0.95666	406	-0.97164	-2.34	0.96
Septiembre	-54	-0.99418	406	-0.87333	-2.82	0.57
Año	-710	-4.10369	4436	-1.95767	-3.10	-1.10

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	26.60954	12	
Trend	16.64964	1	3.84
Homog	9.95991	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRZAR15.DAT**Variable: **Caudal** con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv. Confianza (95%)	
Octubre	-27	-1.28667	105	-2.25000	-7.17	1.17
Noviembre	-47	-2.27641	105	-17.58571	-33.78	-2.48
Diciembre	-37	-1.78154	105	-7.38750	-37.25	1.54
Enero	-57	-2.77128	105	-22.78572	-47.41	-8.84
Febrero	-29	-1.38564	105	-20.22222	-54.39	19.35
Marzo	-30	-1.58760	91	-18.68750	-42.19	3.94
Abril	-8	-0.34641	105	-7.80000	-23.75	32.58
Mayo	-28	-1.33615	105	-15.36000	-46.93	3.98
Junio	-27	-1.28667	105	-13.20000	-35.30	6.65
Julio	-62	-3.01872	105	-8.55500	-16.90	-3.17
Agosto	-45	-2.17744	105	-3.70000	-6.93	-0.31
Septiembre	-61	-2.96923	105	-5.10000	-7.23	-2.32
Año	-458	-6.57889	1246	-7.34375	-10.93	-5.30

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	50.60913	12	
Trend	43.40689	1	3.84
Homog	7.20225	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRZARN.DAT**Variable: **CE25** con datos de 29 Años (1961-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	207	3.86416	406	25.99643	14.60	33.55
Noviembre	114	2.11966	406	17.81910	2.06	34.76
Diciembre	155	3.04250	378	22.69314	8.70	41.32
Enero	57	1.05045	406	6.70635	-4.66	17.79
Febrero	-58	-1.12612	378	-3.91625	-9.42	7.43
Marzo	49	0.90039	406	2.76685	-4.07	9.38
Abril	-32	-0.64625	351	-2.03524	-8.51	4.59
Mayo	19	0.37524	351	3.16100	-9.37	13.36
Junio	55	1.26117	300	14.89699	-5.55	34.11
Julio	171	3.18887	406	28.30597	8.81	44.63
Agosto	200	3.93155	378	27.18228	15.53	39.77
Septiembre	212	3.95795	406	28.26809	18.61	41.72
Año	1149	6.50205	4572	12.76215	8.87	16.96

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	76.29622	12	
Trend	40.60965	1	3.84
Homog	35.68657	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRZAR15.DAT**Variable: **CE25** con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	29	1.38564	105	24.71428	-16.88	53.06
Noviembre	58	2.82077	105	64.15385	28.07	104.92
Diciembre	23	1.08872	105	25.71428	-23.56	74.98
Enero	45	2.17744	105	31.10000	3.74	65.90
Febrero	12	0.54436	105	12.50000	-11.35	60.61
Marzo	26	1.23718	105	9.77778	-8.49	43.61
Abril	24	1.13820	105	6.75000	-9.03	15.41
Mayo	21	0.98974	105	22.71428	-21.37	54.46
Junio	21	0.98974	105	31.40000	-25.27	96.91
Julio	53	2.57333	105	80.58334	20.39	137.70
Agosto	31	1.48461	105	24.40000	-13.66	69.87
Septiembre	59	2.87026	105	64.00000	22.16	103.76
Año	402	5.72857	1260	26.76389	18.40	39.12

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	39.88898	12	
Trend	32.98040	1	3.84
Homog	6.90858	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRZARN.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 29 Años (1961-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	164	3.05756	406	11.06574	4.57	16.49
Noviembre	106	1.96960	406	7.01265	-0.04	13.46
Diciembre	-21	-0.44083	325	-2.75200	-13.72	5.97
Enero	18	0.31889	406	1.15598	-5.50	6.71
Febrero	-57	-1.16743	351	-3.29222	-10.70	3.55
Marzo	-27	-0.54202	351	-0.77429	-5.69	4.31
Abril	-49	-1.05799	325	-3.27444	-8.26	2.97
Mayo	13	0.25016	351	1.15846	-9.46	8.79
Junio	104	2.40556	300	10.40828	2.46	18.57
Julio	158	3.10177	378	19.52679	5.65	34.71
Agosto	184	3.61544	378	24.82523	13.04	38.38
Septiembre	226	4.22056	406	27.57664	16.07	36.78
Año	819	4.77514	4383	5.82333	3.29	8.60

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	63.54442	12	
Trend	20.81453	1	3.84
Homog	42.72989	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRZAR15.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-17	-0.79179	105	-7.23050	-24.71	16.74
Noviembre	-5	-0.19795	105	-4.32300	-25.69	27.36
Diciembre	-49	-2.37538	105	-14.16711	-36.94	-4.19
Enero	-19	-0.89077	105	-5.15300	-19.58	7.44
Febrero	-27	-1.28667	105	-9.52057	-31.83	2.62
Marzo	-45	-2.40878	91	-11.53937	-32.41	-1.83
Abril	-1	0.00000	105	-0.28690	-10.86	20.04
Mayo	-39	-1.88051	105	-17.60737	-34.07	2.91
Junio	-7	-0.29692	105	-4.36075	-22.35	37.46
Julio	-21	-0.98974	105	-15.80556	-30.94	16.12
Agosto	-21	-0.98974	105	-12.37800	-45.71	15.24
Septiembre	11	0.49487	105	7.91330	-32.63	39.80
Año	-240	-3.44060	1246	-8.34350	-13.69	-4.27

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	21.69097	12	
Trend	12.22811	1	3.84
Homog	9.46286	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRPINN.DAT

Variable: CE25 con datos de 16 Años (1974-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	56	2.47624	120	46.78571	9.03	98.13
Noviembre	46	2.02601	120	63.12727	3.68	106.43
Diciembre	16	0.67534	120	17.01786	-22.94	59.44
Enero	30	1.30565	120	24.47596	-16.48	66.22
Febrero	46	2.02601	120	30.37500	0.86	75.92
Marzo	58	2.56628	120	29.26515	9.20	56.69
Abril	24	1.03552	120	8.35000	-8.42	44.92
Mayo	38	1.66583	120	28.89615	-4.68	84.06
Junio	26	1.12556	120	21.33929	-31.38	79.22
Julio	59	2.87026	105	79.60000	32.04	115.47
Agosto	62	2.74637	120	52.83334	20.68	84.32
Septiembre	72	3.19660	120	60.64286	28.06	92.71
Año	533	6.96452	1425	38.00000	26.74	48.92

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	56.38706	12	
Trend	49.04731	1	3.84
Homog	7.33974	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRPIN15.DAT

Variable: CE25 con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	41	1.97949	105	39.45454	3.63	76.03
Noviembre	31	1.48461	105	46.00000	-12.34	96.11
Diciembre	13	0.59385	105	17.25000	-25.73	69.23
Enero	41	1.97949	105	38.00000	0.22	76.98
Febrero	41	1.97949	105	33.00000	1.06	82.07
Marzo	45	2.17744	105	28.90000	3.72	61.74
Abril	13	0.59385	105	6.66667	-11.86	57.44
Mayo	29	1.38564	105	28.69231	-17.39	87.08
Junio	23	1.08872	105	22.25000	-39.26	98.51
Julio	57	3.06571	91	92.28571	51.22	122.80
Agosto	55	2.67231	105	62.55556	19.80	90.25
Septiembre	61	2.96923	105	64.60000	28.43	102.57
Año	450	6.46372	1246	39.10000	27.00	52.56

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	50.10379	12	
Trend	42.44633	1	3.84
Homog	7.65747	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRSASN.DAT**Variable: **Caudal** con datos de 18 Años (1972-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-48	-1.93605	136	-5.23611	-15.00	0.08
Noviembre	-49	-2.37538	105	-9.44444	-21.71	-1.12
Diciembre	-32	-1.27697	136	-10.75000	-21.99	7.64
Enero	-22	-0.94547	120	-8.96078	-21.63	6.51
Febrero	-42	-1.68890	136	-21.58333	-49.53	3.36
Marzo	-28	-1.02270	153	-9.50000	-25.48	6.57
Abril	12	0.45312	136	7.22500	-15.73	25.63
Mayo	-11	-0.37878	153	-4.00000	-24.74	15.24
Junio	-29	-1.26063	120	-5.72381	-20.04	8.71
Julio	-28	-1.47811	91	-2.20000	-7.35	8.08
Agosto	-52	-2.10082	136	-2.37500	-4.85	-0.64
Septiembre	-78	-3.17183	136	-5.53125	-8.64	-2.35
Año	-407	-4.97545	1558	-5.22650	-7.60	-3.14

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	36.01027	12	
Trend	25.86421	1	3.84
Homog	10.14605	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRSAS15.DAT**Variable: **Caudal** con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-19	-0.98541	91	-3.42857	-13.96	2.93
Noviembre	-26	-1.71431	66	-6.80000	-23.79	2.91
Diciembre	-23	-1.20439	91	-13.64286	-27.93	7.75
Enero	-36	-2.13531	78	-17.76667	-45.13	-2.17
Febrero	-33	-1.75184	91	-44.00000	-87.39	2.73
Marzo	-8	-0.34641	105	-2.90000	-25.83	13.85
Abril	9	0.43796	91	8.42857	-24.25	29.20
Mayo	-15	-0.69282	105	-5.83333	-35.00	11.68
Junio	-29	-1.53286	91	-11.90000	-30.43	7.57
Julio	-27	-2.02410	55	-6.00000	-12.42	0.55
Agosto	-39	-2.08031	91	-4.12500	-6.63	-0.38
Septiembre	-43	-2.29929	91	-3.87500	-8.00	-0.27
Año	-289	-4.67280	1046	-6.00000	-10.10	-3.68

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	31.92265	12	
Trend	23.82676	1	3.84
Homog	8.09589	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRASAS.N.DAT

Variable: CE25 con datos de 18 Años (1972-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	85	3.18173	153	68.07143	29.68	97.14
Noviembre	71	2.65144	153	52.87500	10.59	102.46
Diciembre	29	1.06058	153	25.20000	-11.37	63.14
Enero	47	1.74237	153	20.25000	-1.79	55.05
Febrero	35	1.28784	153	20.00000	-2.70	56.34
Marzo	37	1.36360	153	13.68667	-7.09	43.54
Abril	5	0.15151	153	0.93333	-31.49	27.74
Mayo	9	0.30302	153	11.12500	-28.72	60.34
Junio	13	0.45453	153	11.18182	-38.72	63.88
Julio	72	2.68932	153	56.15385	27.03	83.67
Agosto	71	2.65144	153	46.75000	15.11	88.26
Septiembre	83	3.10597	153	62.33333	25.90	82.09
Año	557	6.07950	1836	30.54196	20.89	42.30

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	50.64419	12	
Trend	37.09337	1	3.84
Homog	13.55082	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRASAS15.DAT

Variable: CE25 con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	49	2.37538	105	52.66667	8.23	96.07
Noviembre	39	1.88051	105	54.71429	-0.88	118.52
Diciembre	23	1.08872	105	31.76923	-10.86	86.56
Enero	45	2.17744	105	34.20000	2.92	74.55
Febrero	33	1.58359	105	33.10000	-2.18	91.13
Marzo	11	0.49487	105	4.71429	-20.28	50.84
Abril	3	0.09897	105	0.92308	-35.45	52.42
Mayo	19	0.89077	105	22.60000	-21.41	84.60
Junio	23	1.08872	105	39.88889	-28.78	119.17
Julio	54	2.62282	105	72.66666	37.41	116.30
Agosto	57	2.77128	105	68.54546	14.87	113.62
Septiembre	69	3.36513	105	74.00000	48.16	99.13
Año	425	6.05714	1260	44.87879	25.66	58.79

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	47.78204	12	
Trend	36.86224	1	3.84
Homog	10.91980	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRASASN.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 18 Años (1972-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv. Confianza (95%)	
Octubre	62	2.51275	136	30.77517	9.22	47.00
Noviembre	39	1.88051	105	15.35000	-2.18	33.34
Diciembre	-12	-0.45312	136	-3.71867	-19.70	14.69
Enero	42	1.84592	120	17.68567	-0.73	40.58
Febrero	8	0.28835	136	1.51125	-9.18	12.37
Marzo	-1	0.00000	153	-1.02000	-18.55	20.33
Abril	28	1.11220	136	5.68000	-3.93	24.17
Mayo	-3	-0.07576	153	-1.40571	-19.40	16.70
Junio	-24	-1.03552	120	-10.57833	-32.43	9.23
Julio	33	1.75184	91	18.00833	-24.51	47.95
Agosto	40	1.60651	136	18.62620	-11.34	43.00
Septiembre	10	0.37073	136	4.63135	-18.55	28.27
Año	222	2.70831	1558	6.16241	1.94	10.74

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	22.83672	12	
Trend	8.32946	1	3.84
Homog	14.50727	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRASAS15.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv. Confianza (95%)	
Octubre	29	1.53286	91	25.98350	-14.11	43.60
Noviembre	28	1.85146	66	18.92122	-3.62	45.38
Diciembre	-3	-0.10949	91	-1.15690	-34.65	18.68
Enero	18	1.03715	78	13.60408	-6.44	40.59
Febrero	-3	-0.10949	91	-0.28845	-17.93	14.20
Marzo	-9	-0.39590	105	-3.40937	-31.37	17.25
Abril	-1	0.00000	91	-0.40271	-19.72	20.08
Mayo	-21	-0.98974	105	-8.87400	-23.03	6.70
Junio	-25	-1.31388	91	-12.87367	-30.09	7.23
Julio	15	1.08990	55	27.11455	-63.25	77.43
Agosto	29	1.53286	91	25.10656	-13.74	55.22
Septiembre	25	1.31388	91	22.26691	-7.68	55.81
Año	82	1.31422	1046	4.12632	-1.89	10.73

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	16.37864	12	
Trend	2.51471	1	3.84
Homog	13.86393	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRMEQN.DAT

Variable: Caudal con datos de 14 Años (1976-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-32	-2.12575	66	-14.30190	-29.66	-2.02
Noviembre	-17	-0.97614	78	-9.35833	-23.42	7.92
Diciembre	-16	-0.91513	78	-14.48687	-35.14	15.44
Enero	-28	-1.85146	66	-28.81063	-43.98	2.30
Febrero	-18	-1.16573	66	-19.12119	-108.27	24.60
Marzo	-2	-0.06101	78	-2.08950	-34.65	23.84
Abril	0	0.00000	66	-0.58333	-42.96	45.80
Mayo	-28	-1.64724	78	-24.73083	-40.96	6.78
Junio	-20	-1.30288	66	-27.28500	-68.95	10.58
Julio	-33	-2.49120	55	-13.00000	-23.04	-5.25
Agosto	2	0.05474	91	0.83333	-15.42	9.64
Septiembre	-11	-0.77850	55	-8.89077	-27.90	5.69
Año	-203	-3.81631	843	-12.36250	-18.20	-6.56

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	24.21282	12	
Trend	16.05355	1	3.84
Homog	8.15927	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRMEQN.DAT

Variable: CE25 con datos de 14 Años (1976-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	11	0.54745	91	10.33333	-33.50	35.54
Noviembre	19	0.98541	91	13.12500	-15.14	41.10
Diciembre	51	2.73724	91	53.00000	21.10	70.23
Enero	45	2.40878	91	64.00000	12.03	130.80
Febrero	52	3.11145	78	60.36667	28.00	92.29
Marzo	41	2.18980	91	25.85714	1.66	51.98
Abril	43	2.29929	91	19.00000	3.40	64.61
Mayo	32	1.69709	91	15.50000	-0.84	51.30
Junio	45	2.40878	91	17.87500	3.67	38.67
Julio	42	2.24454	91	23.60000	2.50	41.98
Agosto	11	0.54745	91	10.60000	-19.30	33.35
Septiembre	36	1.91607	91	25.25000	-0.40	72.20
Año	428	6.80354	1079	25.18182	17.00	32.89

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	54.62396	12	
Trend	47.03110	1	3.84
Homog	7.59286	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRMEQN.DAT

Variable: CE25 ajustada por Q_t con datos de 14 Años (1976-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-16	-1.02859	66	-23.07775	-59.48	20.71
Noviembre	10	0.54908	78	8.31100	-22.76	40.22
Diciembre	36	2.13531	78	46.84139	7.09	66.26
Enero	28	1.85146	66	63.56222	-5.68	137.72
Febrero	22	1.44002	66	40.82625	-10.36	80.83
Marzo	34	2.01329	78	17.58900	2.55	28.10
Abril	14	0.89144	66	6.18550	-15.53	28.18
Mayo	10	0.54908	78	5.16250	-17.34	44.41
Junio	8	0.48001	66	6.83429	-31.47	45.85
Julio	-1	0.00000	55	-1.64800	-16.65	37.88
Agosto	15	0.76643	91	11.49800	-28.02	51.42
Septiembre	5	0.31140	55	6.26500	-31.10	49.13
Año	165	3.09839	843	13.05429	4.83	22.67

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	19.09159	12	
Trend	9.12362	1	3.84
Homog	9.96796	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRMEQN.DAT

Variable: CE25 ajustada por Q_{t-1} con datos de 14 Años (1976-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-7	-0.53666	45	-10.79375	-61.19	30.36
Noviembre	6	0.34286	66	3.46134	-32.74	28.87
Diciembre	40	2.37935	78	43.24397	6.68	65.20
Enero	26	1.52522	78	57.98872	-18.97	147.54
Febrero	29	2.17980	55	45.55000	13.44	78.22
Marzo	18	1.16573	66	7.75333	-10.44	36.67
Abril	26	1.52522	78	11.58614	-3.29	29.10
Mayo	22	1.44002	66	10.83476	-7.06	34.54
Junio	14	0.79312	78	4.94000	-21.15	29.86
Julio	2	0.06857	66	3.24164	-39.36	31.83
Agosto	7	0.46710	55	6.22444	-50.07	16.58
Septiembre	35	1.86133	91	18.87000	-5.88	59.76
Año	218	4.16538	822	13.60104	7.66	20.08

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	25.16185	12	
Trend	15.98750	1	3.84
Homog	9.17435	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRRIBN.DAT**Variable: **Caudal** con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-43	-2.29929	91	-16.51231	-32.47	-2.69
Noviembre	-27	-1.28667	105	-10.75000	-27.01	5.98
Diciembre	-29	-1.38564	105	-20.67000	-38.85	9.49
Enero	-34	-1.80658	91	-25.91818	-46.75	5.27
Febrero	-31	-1.64235	91	-26.66667	-101.36	2.80
Marzo	-23	-1.20439	91	-23.35143	-53.43	24.99
Abril	-19	-0.98541	91	-17.88889	-62.01	31.68
Mayo	-40	-1.93000	105	-28.12083	-56.70	0.07
Junio	-24	-1.40320	78	-30.32143	-93.66	4.55
Julio	-25	-2.14663	45	-23.87364	-42.13	-2.12
Agosto	-17	-0.79179	105	-2.12125	-14.42	4.05
Septiembre	-28	-1.64724	78	-12.31339	-29.48	2.07
Año	-340	-5.38435	1076	-17.17911	-23.41	-10.92

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	33.08651	12	
Trend	30.75941	1	3.84
Homog	2.32709	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRRIBN.DAT**Variable: **CE25** con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	11	0.49487	105	9.80000	-22.75	21.11
Noviembre	33	1.58359	105	18.66667	-4.81	37.81
Diciembre	37	1.78154	105	33.16667	-4.34	60.82
Enero	49	2.37538	105	37.00000	9.27	63.67
Febrero	46	2.74540	78	45.97222	22.81	69.50
Marzo	34	2.01329	78	19.02778	0.78	62.66
Abril	31	1.48461	105	12.10000	-5.90	43.38
Mayo	43	2.29929	91	23.50000	8.66	58.42
Junio	53	2.57333	105	22.88889	6.77	43.59
Julio	73	3.56308	105	21.75000	12.07	41.36
Agosto	59	2.87026	105	20.75000	6.57	34.30
Septiembre	36	1.73205	105	10.90000	-1.94	29.71
Año	505	7.47508	1192	21.00000	16.18	26.63

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	63.89808	12	
Trend	56.93657	1	3.84
Homog	6.96151	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRRI BN.DAT

Variable: CE25 ajustada por Q_t , con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	1	0.00000	91	0.91000	-35.61	23.84
Noviembre	31	1.48461	105	9.06000	-7.47	22.85
Diciembre	23	1.08872	105	16.52600	-13.36	46.89
Enero	45	2.40878	91	30.00214	8.63	48.80
Febrero	32	1.89128	78	27.75238	-5.07	58.56
Marzo	30	1.76926	78	20.02861	-1.43	37.00
Abril	1	0.00000	91	1.36000	-17.44	18.62
Mayo	31	1.64235	91	18.66308	-8.71	60.87
Junio	4	0.18303	78	1.16112	-25.20	26.75
Julio	9	0.71554	45	0.91250	-8.99	28.84
Agosto	27	1.28667	105	13.22500	-6.10	32.84
Septiembre	0	0.00000	78	0.02237	-36.36	28.48
Año	234	3.80015	1036	11.36375	4.88	18.05

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	22.25817	12	
Trend	14.32296	1	3.84
Homog	7.93521	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRRI BN.DAT

Variable: CE25 ajustada por Q_{t-1} con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-8	-0.48001	66	-10.46375	-67.86	41.70
Noviembre	7	0.32847	91	5.68000	-13.34	21.24
Diciembre	31	1.48461	105	20.39750	-7.81	39.28
Enero	41	1.97949	105	23.34667	0.08	44.21
Febrero	36	2.40004	66	29.43143	7.30	46.75
Marzo	18	1.16573	66	20.04069	-10.05	43.17
Abril	11	0.54745	91	2.26000	-14.75	11.93
Mayo	8	0.42706	78	5.91750	-20.33	42.04
Junio	31	1.48461	105	14.09800	-5.90	26.40
Julio	10	0.54908	78	3.26976	-15.86	15.63
Agosto	-3	-0.17889	45	-2.36000	-19.19	17.62
Septiembre	9	0.39590	105	5.30429	-20.26	27.18
Año	191	3.16623	1001	9.27833	2.56	14.88

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	18.13245	12	
Trend	9.20876	1	3.84
Homog	8.92369	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRASCN.DAT

Variable: Caudal con datos de 29 Años (1961-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-46	-1.35886	210	-6.26343	-12.84	3.14
Noviembre	-49	-1.67931	171	-9.37500	-21.90	1.77
Diciembre	-34	-0.99650	210	-13.25000	-29.07	10.10
Enero	-57	-1.57908	231	-12.66667	-32.27	1.53
Febrero	19	0.50756	231	5.96666	-16.01	26.69
Marzo	-47	-1.29710	231	-12.23077	-37.14	6.17
Abril	-75	-1.95437	253	-16.00000	-33.20	-0.16
Abril	-75	-1.95437	253	-16.00000	-33.20	-0.16
Mayo	-3	-0.05640	231	-1.56522	-21.50	19.81
Junio	-34	-0.93053	231	-7.93333	-23.09	10.99
Julio	13	0.45453	153	2.95833	-6.72	17.81
Agosto	58	1.84932	190	3.46739	-0.68	8.04
Septiembre	22	0.55462	253	2.47368	-4.81	12.01
Año	-233	-1.97399	2595	-3.70833	-7.90	0.00

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	19.52015	12	
Trend	3.62535	1	3.84
Homog	15.89480	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRASC15.DAT

Variable: Caudal con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	3	0.15570	55	2.90909	-16.66	27.00
Noviembre	-5	-0.31140	55	-3.45455	-43.41	43.43
Diciembre	2	0.06857	66	1.95833	-59.91	42.99
Enero	5	0.31140	55	1.78571	-38.79	61.36
Febrero	4	0.20572	66	3.95238	-148.44	94.07
Febrero	4	0.20572	66	3.95238	-148.44	94.07
Marzo	2	0.06857	66	1.09444	-61.62	54.35
Marzo	2	0.06857	66	1.09444	-61.62	54.35
Abril	-4	-0.18303	78	-1.66987	-50.80	53.00
Abril	-4	-0.18303	78	-1.66987	-50.80	53.00
Mayo	14	0.89144	66	16.37500	-44.32	87.50
Mayo	14	0.89144	66	16.37500	-44.32	87.50
Junio	7	0.41144	66	5.70714	-41.74	44.58
Junio	7	0.41144	66	5.70714	-41.74	44.58
Julio	6	0.34286	66	5.41071	-20.31	46.00
Julio	6	0.34286	66	5.41071	-20.31	46.00
Agosto	27	2.02410	55	8.77778	0.86	20.28
Agosto	27	2.02410	55	8.77778	0.86	20.28
Septiembre	28	1.85146	66	12.99405	-0.84	36.22
Septiembre	28	1.85146	66	12.99405	-0.84	36.22
Año	89	1.78984	760	5.34135	-0.52	12.78

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	9.95600	12	
Trend	3.42564	1	3.84
Homog	6.53036	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRASCN.DAT**Variable: **CE25** con datos de 29 Años (1961-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	124	2.71111	325	15.30048	5.37	25.26
Noviembre	159	3.48257	325	20.42182	10.44	29.32
Diciembre	150	3.28419	325	22.73000	9.96	34.59
Enero	183	3.59569	378	17.04167	7.40	26.53
Febrero	91	1.98374	325	10.28666	0.04	22.77
Marzo	147	3.04365	351	9.74870	4.55	16.49
Abril	158	3.27296	351	9.46062	4.86	14.45
Mayo	109	2.25147	351	9.89692	2.44	18.45
Junio	155	3.04250	378	10.01308	3.49	16.62
Julio	153	3.35032	325	11.63231	4.74	17.96
Agosto	59	1.27841	325	6.90583	-3.49	13.24
Septiembre	135	2.79349	351	14.91500	5.83	24.58
Año	1623	9.93057	4110	12.24208	10.00	14.58

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	103.54378	12	
Trend	98.29962	1	3.84
Homog	5.24416	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRASC15.DAT**Variable: **CE25** con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	22	1.03923	105	10.62500	-10.98	24.23
Noviembre	33	1.58359	105	20.20000	-5.46	40.92
Diciembre	41	1.97949	105	34.66667	-0.04	68.86
Enero	54	2.62282	105	39.61538	13.19	67.53
Febrero	49	2.62775	91	48.25000	18.71	70.05
Marzo	52	2.52385	105	27.55556	4.89	57.01
Abril	24	1.13820	105	8.25000	-6.52	41.67
Mayo	31	1.48461	105	19.75000	-6.88	56.14
Junio	41	1.97949	105	19.77778	0.39	42.87
Julio	57	2.77128	105	23.84615	7.25	45.46
Agosto	17	0.79179	105	9.75000	-14.89	27.14
Septiembre	23	1.08872	105	11.60000	-12.00	28.68
Año	444	6.37735	1246	20.26667	14.11	25.67

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	46.76886	12	
Trend	41.18082	1	3.84
Homog	5.58804	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRASCN.DAT

Variable: CE25 ajustada por Q_t con datos de 29 Años (1961-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	84	2.69288	190	15.93519	5.08	27.66
Noviembre	89	3.07873	171	13.52800	6.12	23.32
Diciembre	86	2.56674	210	17.07442	5.01	27.29
Enero	119	3.32736	231	18.25909	8.88	24.35
Febrero	65	1.80467	231	13.54933	-1.44	24.11
Marzo	69	1.91746	231	5.71938	-0.06	14.74
Abril	101	2.64105	253	7.74444	2.26	14.98
Mayo	87	2.42502	231	11.67000	1.84	21.76
Junio	67	1.86106	231	10.38000	-0.59	17.10
Julio	91	3.40899	153	21.58529	10.27	29.66
Agosto	79	2.72887	171	12.89187	3.18	19.13
Septiembre	111	2.90515	253	19.23000	7.18	30.01
Año	1048	9.00004	2556	12.98262	10.47	15.89

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	87.08820	12	
Trend	83.85857	1	3.84
Homog	3.22963	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRASC15.DAT

Variable: CE25 ajustada por Q_t con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	15	1.08990	55	14.92518	-10.88	41.03
Noviembre	19	1.40130	55	13.32540	-13.18	32.53
Diciembre	32	2.12575	66	34.42514	2.25	62.67
Enero	37	2.80260	55	43.51800	20.68	56.76
Febrero	34	2.26289	66	40.59573	18.80	62.35
Marzo	42	2.81147	66	30.03649	12.02	50.19
Abril	44	2.62338	78	24.63018	5.44	40.76
Mayo	30	1.98860	66	32.74033	1.04	64.26
Junio	26	1.71431	66	22.88213	-2.55	61.74
Julio	34	2.26289	66	32.15532	5.33	65.52
Agosto	15	1.08990	55	16.53192	-3.97	37.60
Septiembre	28	1.85146	66	23.58945	-2.40	44.12
Año	356	7.22038	760	26.61963	20.77	32.95

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	55.49645	12	
Trend	51.57159	1	3.84
Homog	3.92486	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRASCN.DAT**Variable: **CE25** ajustada por Q_{t-1} con datos de 29 Años (1961-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	78	2.32516	210	15.89229	2.79	30.88
Noviembre	99	3.42859	171	17.91380	9.87	26.93
Diciembre	56	2.47624	120	21.82827	4.07	35.38
Enero	82	2.62799	190	17.41265	6.15	26.00
Febrero	52	1.65466	190	11.93567	-4.91	22.81
Marzo	106	3.17068	210	10.93256	5.90	22.50
Abril	82	2.44595	210	6.43150	1.01	12.47
Mayo	45	1.24071	231	6.69056	-3.40	17.79
Junio	103	2.87619	231	12.24307	4.84	20.22
Julio	81	2.79885	171	12.83820	5.22	20.68
Agosto	46	2.02601	120	12.13775	1.74	27.51
Septiembre	112	3.60132	190	20.96985	12.22	28.09
Año	942	8.86160	2244	13.36080	10.50	16.05

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	85.77150	12	
Trend	80.47996	1	3.84
Homog	5.29154	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRASC15.DAT**Variable: **CE25** ajustada por Q_{t-1} con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	21	1.55700	55	31.67200	-11.50	63.14
Noviembre	25	1.86840	55	17.46025	-5.67	35.50
Diciembre	23	1.71270	55	28.53692	-7.71	62.53
Enero	36	2.40004	66	37.70924	21.38	57.42
Febrero	33	2.49120	55	41.63500	20.89	61.01
Marzo	48	3.22291	66	48.19365	25.88	62.67
Abril	28	1.85146	66	15.32891	-1.14	29.23
Mayo	42	2.50136	78	19.80304	6.26	46.59
Junio	44	2.94862	66	34.14160	14.63	48.94
Julio	48	3.22291	66	24.05351	12.92	53.91
Agosto	14	0.89144	66	10.98580	-15.92	48.38
Septiembre	23	1.71270	55	17.01517	-4.27	33.03
Año	385	7.88838	749	27.21030	21.53	33.97

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	67.51183	12	
Trend	61.84583	1	3.84
Homog	5.66600	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRTORN.DAT**Variable: **Caudal** con datos de 18 Años (1972-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-40	-1.60651	136	-11.18125	-32.33	5.05
Noviembre	-20	-0.85543	120	-5.57024	-25.99	8.97
Diciembre	-44	-1.77128	136	-19.47917	-35.86	6.93
Enero	-74	-3.00706	136	-20.22821	-32.42	-10.25
Febrero	-45	-1.81248	136	-27.67222	-55.86	2.36
Marzo	-38	-1.66583	120	-20.73766	-40.51	2.32
Abril	-22	-0.94547	120	-9.82083	-44.29	7.90
Mayo	-30	-1.19459	136	-10.20667	-28.78	11.43
Junio	-29	-1.26063	120	-19.14667	-74.83	12.72
Julio	-54	-2.00752	153	-12.34545	-21.19	-0.24
Agosto	-28	-1.47811	91	-6.40000	-15.06	1.21
Septiembre	-22	-0.94547	120	-4.50192	-14.68	4.48
Año	-446	-5.54348	1524	-12.50833	-17.59	-8.19

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	34.19312	12	
Trend	30.31839	1	3.84
Homog	3.87473	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRTOR15.DAT**Variable: **Caudal** con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-1	0.00000	91	-0.13333	-13.11	13.86
Noviembre	-2	-0.06101	78	-1.26250	-15.17	10.82
Diciembre	-25	-1.31388	91	-18.90000	-40.53	11.18
Enero	-53	-2.84673	91	-19.52000	-31.84	-10.63
Febrero	-28	-1.47811	91	-28.90000	-92.72	10.56
Marzo	-34	-2.01329	78	-33.42857	-75.02	-2.94
Abril	-12	-0.67110	78	-6.72889	-33.41	17.04
Mayo	-33	-1.75184	91	-22.71428	-48.45	10.23
Junio	-11	-0.61009	78	-9.70000	-99.35	35.07
Julio	-22	-1.03923	105	-6.34286	-20.30	4.86
Agosto	-4	-0.23355	55	-1.25556	-14.45	7.08
Septiembre	10	0.54908	78	2.57778	-6.41	14.76
Año	-215	-3.57412	1005	-8.43000	-14.49	-3.43

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	22.86655	12	
Trend	12.10792	1	3.84
Homog	10.75863	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRTORN.DAT**Variable: **CE25** con datos de 18 Años (1972-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	57	2.12115	153	17.91667	1.12	32.48
Noviembre	48	1.78025	153	20.10000	-2.54	36.83
Diciembre	61	2.27266	153	28.20000	4.33	52.97
Enero	77	2.87871	153	31.69231	10.39	52.36
Febrero	60	2.43037	136	31.14118	4.66	56.72
Marzo	72	2.92468	136	23.32051	7.73	44.47
Abril	35	1.28784	153	10.14286	-6.78	25.31
Mayo	40	1.47723	153	16.33333	-5.69	31.58
Junio	49	1.81813	153	13.84615	-2.43	30.14
Julio	59	2.19691	153	18.80000	7.33	31.72
Agosto	-5	-0.15151	153	-4.47059	-21.65	14.31
Septiembre	20	0.71968	153	5.33333	-13.94	21.75
Año	573	6.33655	1802	17.04546	12.00	21.59

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	49.81890	12	
Trend	40.85380	1	3.84
Homog	8.96510	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **EBRTOR15.DAT**Variable: **CE25** con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	21	0.98974	105	13.22222	-10.00	28.56
Noviembre	29	1.38564	105	19.25000	-10.98	40.69
Diciembre	35	1.68256	105	26.71428	-7.99	64.16
Enero	51	2.47436	105	38.50000	7.04	68.66
Febrero	53	2.84673	91	50.15385	19.99	73.01
Marzo	55	2.67231	105	33.22222	7.55	57.64
Abril	21	0.98974	105	9.30000	-8.80	33.47
Mayo	34	1.63308	105	24.00000	-4.72	55.63
Junio	39	1.88051	105	18.00000	-0.59	41.40
Julio	45	2.17744	105	23.00000	7.45	37.83
Agosto	27	1.28667	105	11.62500	-13.66	29.51
Septiembre	24	1.13820	105	12.60000	-9.69	33.43
Año	434	6.23339	1246	20.92857	14.88	26.75

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	44.12716	12	
Trend	39.44395	1	3.84
Homog	4.68320	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRTORN.DAT

Variable: CE25 ajustada por Q_t con datos de 18 Años (1972-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	30	1.19459	136	9.73671	-5.43	19.65
Noviembre	26	1.12556	120	15.58432	-16.12	30.64
Diciembre	60	2.43037	136	21.48030	7.59	35.41
Enero	58	2.34798	136	26.00715	8.17	39.35
Febrero	44	1.77128	136	21.06050	-3.19	36.63
Marzo	21	0.98974	105	3.49000	-5.57	18.31
Abril	-8	-0.31516	120	-1.97250	-16.03	13.76
Mayo	32	1.27697	136	11.01937	-7.71	34.57
Junio	6	0.22511	120	7.28278	-28.11	28.42
Julio	35	1.28784	153	8.02333	-5.86	25.88
Agosto	-25	-1.31388	91	-14.65471	-40.23	9.98
Septiembre	6	0.22511	120	2.03556	-27.34	24.54
Año	285	3.56143	1509	10.44428	4.66	14.99

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	24.72312	12	
Trend	11.16342	1	3.84
Homog	13.55970	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRTOR15.DAT

Variable: CE25 ajustada por Q_t con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	17	0.87592	91	10.46117	-11.29	31.21
Noviembre	14	0.79312	78	11.12732	-25.34	31.54
Diciembre	35	1.86133	91	21.84214	-2.30	35.95
Enero	37	1.97082	91	26.22025	3.38	52.33
Febrero	39	2.08031	91	28.44783	10.24	52.98
Marzo	20	1.15917	78	6.93138	-7.69	23.68
Abril	4	0.18303	78	3.84962	-15.64	22.83
Mayo	25	1.31388	91	16.29918	-12.60	51.77
Junio	10	0.54908	78	13.74075	-29.81	41.76
Julio	43	2.07846	105	22.47600	0.60	41.37
Agosto	7	0.46710	55	7.92015	-22.67	29.50
Septiembre	24	1.40320	78	15.70058	-12.65	40.88
Año	275	4.57621	1005	15.53600	9.86	21.85

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	24.69110	12	
Trend	19.87001	1	3.84
Homog	4.82110	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRTORN.DAT

Variable: CE25 ajustada por Q_{t-1} con datos de 18 Años (1972-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv. Confianza (95%)
Octubre	27	1.28667	105	14.00577	-8.19 34.33
Noviembre	12	0.45312	136	4.36827	-16.23 19.73
Diciembre	54	2.38619	120	26.31862	5.80 41.92
Enero	52	2.10082	136	20.67671	1.86 36.15
Febrero	52	2.10082	136	22.94431	1.47 49.04
Marzo	44	1.93597	120	19.43769	-0.24 38.51
Abril	-6	-0.22511	120	-3.40317	-22.38 15.56
Mayo	-18	-0.76538	120	-3.80104	-9.38 7.76
Junio	20	0.78266	136	5.98161	-16.35 23.65
Julio	12	0.49525	120	3.81993	-33.71 29.60
Agosto	-45	-1.66662	153	-13.89200	-37.86 2.67
Septiembre	-9	-0.43796	91	-5.21789	-28.95 14.94
Año	195	2.45138	1493	6.67513	1.50 12.33

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	25.88968	12	
Trend	6.18210	1	3.84
Homog	19.70757	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: EBRTOR15.DAT

Variable: CE25 ajustada por Q_{t-1} con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv. Confianza (95%)
Octubre	24	1.57717	66	23.04740	-9.67 68.73
Noviembre	19	0.98541	91	7.53280	-7.38 31.06
Diciembre	28	1.64724	78	28.40131	-4.86 47.24
Enero	37	1.97082	91	25.03370	-0.06 50.35
Febrero	45	2.40878	91	41.35200	12.77 61.91
Marzo	33	1.75184	91	24.84598	-1.46 46.91
Abril	-12	-0.67110	78	-7.49837	-25.84 15.37
Mayo	4	0.18303	78	4.04539	-10.85 25.98
Junio	7	0.32847	91	11.25518	-21.35 39.59
Julio	14	0.79312	78	4.95556	-30.79 42.60
Agosto	-5	-0.19795	105	-1.54484	-18.33 23.58
Septiembre	9	0.62280	55	10.38461	-23.33 26.89
Año	203	3.40037	993	13.25748	5.87 20.36

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	22.16811	12	
Trend	11.78554	1	3.84
Homog	10.38257	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: ARAJACN.DAT,

Variable: Caudal con datos de 29 Años (1961-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	57	1.10637	378	0.02749	-0.03	0.11
Noviembre	-84	-1.82945	325	-0.19348	-0.49	0.01
Diciembre	-34	-0.65197	378	-0.05192	-0.25	0.12
Enero	-91	-1.77809	378	-0.07755	-0.21	0.01
Febrero	29	0.55318	378	0.03333	-0.09	0.17
Marzo	-125	-2.32600	406	-0.14512	-0.32	-0.02
Abril	-111	-2.06339	406	-0.12746	-0.28	-0.00
Mayo	-85	-1.75114	351	-0.33357	-0.76	0.05
Junio	-145	-3.00196	351	-0.40769	-0.76	-0.19
Julio	-125	-2.58502	351	-0.15857	-0.26	-0.04
Agosto	-49	-1.00065	351	-0.02000	-0.14	0.02
Septiembre	-33	-0.63221	378	-0.01714	-0.09	0.04
Año	-796	-4.60869	4431	-0.08150	-0.13	-0.04

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	39.07741	12	
Trend	21.66263	1	3.84
Homog	17.41478	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: ARAJAC15.DAT

Variable: Caudal con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-10	-0.49270	91	-0.02857	-0.38	0.22
Noviembre	-19	-1.09816	78	-0.24750	-0.69	0.11
Diciembre	-17	-0.87592	91	-0.24700	-0.83	0.34
Enero	-33	-1.58359	105	-0.19500	-0.59	0.07
Febrero	-2	-0.05474	91	0.00000	-0.53	0.37
Marzo	-37	-1.78154	105	-0.20364	-0.50	0.00
Abril	23	1.08872	105	0.17700	-0.07	0.42
Mayo	-7	-0.29692	105	-0.12357	-1.20	0.63
Junio	-48	-2.32590	105	-0.56000	-1.12	-0.09
Julio	-41	-1.97949	105	-0.19385	-0.50	0.00
Agosto	-34	-2.01329	78	-0.17571	-0.40	0.00
Septiembre	-11	-0.54745	91	-0.01900	-0.13	0.11
Año	-236	-3.57458	1150	-0.13333	-0.21	-0.05

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	24.38115	12	
Trend	13.02069	1	3.84
Homog	11.36046	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: ARAJACN.DAT

Variable: CE25 con datos de 29 Años (1961-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-41	-0.79026	378	-0.34503	-2.54	1.49
Noviembre	-122	-2.39054	378	-2.99389	-5.64	-0.52
Diciembre	-113	-2.10090	406	-1.79455	-4.27	-0.17
Enero	-93	-1.81760	378	-1.69060	-4.34	0.15
Febrero	-72	-1.40271	378	-1.04111	-3.22	0.36
Marzo	-132	-2.58810	378	-3.24043	-5.12	-1.05
Abril	-84	-1.55692	406	-1.63983	-3.31	0.50
Mayo	-24	-0.45440	378	-0.49000	-3.19	1.34
Junio	-17	-0.33355	351	-0.30591	-1.86	1.30
Julio	9	0.16678	351	0.07429	-1.54	2.47
Agosto	85	1.75114	351	2.74154	-0.23	5.52
Septiembre	86	1.59444	406	1.99905	-0.40	4.40
Año	-518	-2.94583	4539	-0.84235	-1.43	-0.26

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	31.76956	12	
Trend	8.39861	1	3.84
Homog	23.37095	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: ARAJAC15.DAT

Variable: CE25 con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	13	0.65694	91	1.30769	-2.15	6.90
Noviembre	-48	-2.57301	91	-4.08333	-7.97	-0.72
Diciembre	-15	-0.69282	105	-0.58333	-4.40	5.30
Enero	-27	-1.28667	105	-3.75000	-8.47	1.44
Febrero	-7	-0.32847	91	-0.83333	-5.24	3.09
Marzo	-10	-0.49270	91	-1.28571	-7.19	3.20
Abril	37	1.78154	105	1.53846	-0.59	5.16
Mayo	-11	-0.49487	105	-1.80000	-5.43	3.00
Junio	7	0.29692	105	0.70000	-2.53	3.65
Julio	27	1.28667	105	4.00000	-1.73	8.74
Agosto	17	0.79179	105	4.33333	-5.83	12.45
Septiembre	19	0.89077	105	3.00000	-4.53	9.55
Año	2	0.01474	1204	0.00000	-1.18	1.20

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	17.34059	12	
Trend	0.00254	1	3.84
Homog	17.33806	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: ARAJACN.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 29 Años (1961-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-34	-0.65197	378	-0.44198	-1.94	1.76
Noviembre	-107	-2.33640	325	-3.16333	-6.01	-0.70
Diciembre	-86	-1.67930	378	-2.17733	-5.05	0.26
Enero	-114	-2.23249	378	-2.20875	-4.87	-0.25
Febrero	-62	-1.20515	378	-1.20846	-3.37	0.52
Marzo	-150	-2.94372	378	-3.39556	-5.39	-1.26
Abril	-90	-1.66947	406	-1.79809	-3.35	0.46
Mayo	-51	-1.04235	351	-1.28125	-3.64	0.96
Junio	-43	-0.87557	351	-0.67952	-2.32	0.76
Julio	7	0.13225	325	0.20588	-1.77	2.30
Agosto	64	1.47136	300	2.70601	-0.67	5.29
Septiembre	66	1.28417	378	1.60837	-0.87	4.23
Año	-600	-3.53173	4326	-1.04950	-1.73	-0.50

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	32.99775	12	
Trend	11.73102	1	3.84
Homog	21.26672	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: ARAJAC15.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	19	0.98541	91	1.64040	-1.16	5.47
Noviembre	-38	-2.25733	78	-7.12635	-11.53	-1.64
Diciembre	-7	-0.32847	91	-1.46436	-8.23	4.97
Enero	-43	-2.07846	105	-7.16780	-12.28	-1.08
Febrero	-15	-0.76643	91	-2.18450	-9.47	2.84
Marzo	-27	-1.42337	91	-2.67040	-8.69	2.59
Abril	35	1.68256	105	2.21500	-0.71	6.78
Mayo	-31	-1.48461	105	-1.82256	-3.84	0.39
Junio	-13	-0.59385	105	-1.25000	-5.17	2.63
Julio	25	1.18769	105	2.11736	-2.60	6.94
Agosto	4	0.18303	78	1.58614	-5.94	11.16
Septiembre	9	0.43796	91	2.40100	-3.82	8.51
Año	-82	-1.24287	1136	-0.75495	-2.30	0.39

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	21.59104	12	
Trend	1.73287	1	3.84
Homog	19.85816	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: ARBGALN.DAT

Variable: Caudal con datos de 16 Años (1974-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-14	-0.71168	91	-0.20000	-1.08	0.42
Noviembre	-48	-2.32590	105	-0.42571	-0.66	-0.16
Diciembre	-28	-1.21561	120	-0.23397	-0.63	0.29
Enero	-47	-2.07104	120	-0.44936	-1.29	-0.08
Febrero	-19	-0.89077	105	-0.42000	-1.17	0.47
Marzo	-48	-2.32590	105	-0.64385	-1.21	-0.17
Abril	-27	-1.28667	105	-0.43875	-1.70	0.69
Mayo	-48	-2.11606	120	-1.05500	-1.61	-0.10
Junio	-27	-1.17059	120	-0.63500	-1.67	0.38
Julio	-54	-2.38619	120	-0.91114	-1.52	-0.08
Agosto	-35	-1.53077	120	-0.42800	-0.89	0.09
Septiembre	-31	-1.48461	105	-0.73333	-1.45	0.22
Año	-426	-5.81846	1336	-0.51225	-0.69	-0.35

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	37.50396	12	
Trend	33.62761	1	3.84
Homog	3.87635	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: ARBGAL15.DAT

Variable: Caudal con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-14	-0.71168	91	-0.20000	-1.08	0.42
Noviembre	-40	-2.13505	91	-0.42571	-0.89	-0.08
Diciembre	-35	-1.68256	105	-0.36250	-0.90	0.13
Enero	-50	-2.42487	105	-0.62917	-1.46	-0.25
Febrero	-33	-1.75184	91	-0.69625	-1.52	0.16
Marzo	-42	-2.24454	91	-0.74833	-1.27	-0.17
Abril	-15	-0.76643	91	-0.29333	-1.68	0.84
Mayo	-37	-1.78154	105	-0.91400	-1.83	0.11
Junio	-40	-1.93000	105	-0.75600	-2.05	0.01
Julio	-57	-2.77128	105	-1.10000	-1.55	-0.55
Agosto	-30	-1.43513	105	-0.48125	-1.03	0.11
Septiembre	-17	-0.87592	91	-0.46000	-1.45	0.34
Año	-410	-6.12979	1176	-0.58944	-0.77	-0.41

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	42.02781	12	
Trend	37.22836	1	3.84
Homog	4.79945	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: ARBGALN.DAT

Variable: CE25 con datos de 16 Años (1974-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	11	0.49487	105	16.25000	-40.01	93.78
Noviembre	7	0.29692	105	16.42857	-71.54	92.88
Diciembre	-20	-0.85543	120	-13.32500	-59.21	26.74
Enero	32	1.39570	120	45.98462	-20.39	130.70
Febrero	6	0.22511	120	7.66667	-185.04	105.77
Marzo	24	1.03552	120	47.12663	-26.89	129.15
Abril	-2	-0.04502	120	-0.70000	-44.70	79.51
Mayo	12	0.49525	120	16.20833	-62.59	86.18
Junio	32	1.39570	120	34.10000	-13.62	78.33
Julio	24	1.03552	120	39.88636	-43.35	87.59
Agosto	37	1.78154	105	29.60000	-5.22	84.10
Septiembre	38	1.66583	120	39.65714	-3.92	78.92
Año	201	2.65724	1395	21.75000	6.49	39.53

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	14.36628	12	
Trend	7.19988	1	3.84
Homog	7.16640	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: ARBGAL15.DAT

Variable: CE25 con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	9	0.43796	91	18.23077	-55.08	97.45
Noviembre	1	0.00000	91	1.71429	-99.67	100.06
Diciembre	-5	-0.19795	105	-4.00000	-47.07	42.38
Enero	33	1.58359	105	69.62500	-18.14	156.98
Febrero	21	0.98974	105	52.33333	-86.35	135.91
Marzo	11	0.49487	105	39.00000	-43.90	129.24
Abril	-5	-0.19795	105	-11.75000	-59.74	83.82
Mayo	23	1.08872	105	30.80000	-37.72	117.91
Junio	37	1.78154	105	46.54546	-5.88	86.03
Julio	39	1.88051	105	59.50000	-8.45	91.55
Agosto	35	1.86133	91	35.50000	-3.40	93.48
Septiembre	27	1.28667	105	38.08333	-11.00	87.26
Año	226	3.29037	1218	31.05556	12.79	51.00

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	18.24117	12	
Trend	10.86936	1	3.84
Homog	7.37181	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: ARBGALN.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 16 Años (1974-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-25	-1.31388	91	-21.96857	-70.28	26.41
Noviembre	-35	-1.68256	105	-50.76500	-108.70	7.26
Diciembre	-60	-2.65633	120	-59.69312	-83.42	-16.77
Enero	-8	-0.31516	120	-3.64400	-33.72	30.51
Febrero	-15	-0.69282	105	-29.92000	-138.89	43.03
Marzo	-17	-0.79179	105	-31.92143	-101.01	44.51
Abril	-19	-0.89077	105	-15.49500	-63.57	22.25
Mayo	0	0.00000	120	-2.09464	-63.86	50.06
Junio	22	0.94547	120	18.71393	-21.04	56.54
Julio	-20	-0.85543	120	-17.16714	-48.67	24.83
Agosto	11	0.49487	105	11.40000	-23.40	45.19
Septiembre	13	0.59385	105	10.92500	-21.16	27.46
Año	-153	-2.09773	1321	-11.73250	-25.24	-1.14

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	16.94510	12	
Trend	4.57359	1	3.84
Homog	12.37151	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: ARBGAL15.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-23	-1.20439	91	-20.36680	-68.05	29.17
Noviembre	-35	-1.86133	91	-67.52340	-112.36	2.86
Diciembre	-47	-2.27641	105	-54.47986	-86.00	-8.52
Enero	-1	0.00000	105	-0.27080	-42.97	40.13
Febrero	1	0.00000	91	12.87900	-111.10	61.31
Marzo	-23	-1.20439	91	-45.07717	-110.26	39.04
Abril	-7	-0.32847	91	-10.10750	-72.63	31.36
Mayo	15	0.69282	105	17.04967	-40.23	68.35
Junio	19	0.89077	105	22.15267	-27.56	65.92
Julio	-9	-0.39590	105	-3.03200	-27.43	38.11
Agosto	19	0.98541	91	22.18700	-24.41	56.69
Septiembre	13	0.65694	91	11.27960	-26.65	37.95
Año	-78	-1.16382	1162	-7.46588	-20.60	5.06

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	15.62613	12	
Trend	1.43464	1	3.84
Homog	14.19150	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: CINFRAN.DAT

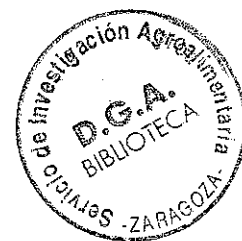
Variable: Caudal con datos de 29 Años (1961-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	37	0.79350	325	0.77143	-1.51	3.13
Noviembre	-15	-0.30858	325	-0.80417	-4.25	2.73
Diciembre	-9	-0.17633	325	-0.26471	-2.28	2.91
Enero	-4	-0.07006	300	-0.11722	-2.90	2.19
Febrero	35	0.74941	325	0.93480	-1.41	4.00
Marzo	-54	-1.23781	300	-1.64306	-5.75	0.86
Abril	-66	-1.43270	325	-1.87500	-6.83	0.55
Mayo	12	0.24246	325	0.42727	-3.32	3.96
Junio	-51	-1.10208	325	-2.17368	-5.60	1.24
Julio	-38	-0.97719	253	-0.86250	-4.42	1.88
Agosto	7	0.14883	276	0.12679	-1.60	1.45
Septiembre	67	1.74309	253	2.16667	-0.13	6.18
Año	-79	-0.51922	3657	-0.20909	-0.97	0.44

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	10.62655	12	
Trend	0.23280	1	3.84
Homog	10.39374	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: CINFRA15.DAT

Variable: Caudal con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	2	0.06857	66	0.22976	-4.54	8.39
Noviembre	-7	-0.41144	66	-0.91625	-7.26	8.29
Diciembre	-8	-0.48001	66	-1.76042	-10.78	16.23
Enero	-19	-1.40130	55	-6.30000	-13.25	2.29
Febrero	-22	-1.44002	66	-6.62625	-30.38	1.81
Marzo	-16	-1.02859	66	-5.26944	-15.86	5.85
Abril	-10	-0.61715	66	-2.04714	-10.28	4.79
Mayo	-6	-0.34286	66	-3.65667	-12.08	6.41
Junio	-20	-1.15917	78	-8.07321	-17.93	5.25
Julio	-21	-1.37145	66	-5.06000	-12.40	2.95
Agosto	-20	-1.69941	45	-6.68750	-12.43	0.33
Septiembre	-25	-2.50217	36	-12.50556	-36.79	-3.70
Año	-172	-3.52596	742	-4.11964	-6.56	-1.59

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	20.41314	12	
Trend	14.36421	1	3.84
Homog	6.04893	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: CINFRAN.DAT

Variable: CE25 con datos de 29 Años (1961-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	198	3.69534	406	20.88000	10.27	30.65
Noviembre	143	2.66364	406	16.56253	4.15	25.58
Diciembre	189	3.52652	406	13.51583	6.70	21.11
Enero	151	3.12704	351	16.89652	6.99	28.66
Febrero	70	1.29431	406	5.80691	-2.87	17.41
Marzo	183	3.41397	406	13.15466	5.84	23.90
Abril	197	3.67658	406	17.15667	7.34	27.10
Mayo	212	3.95795	406	23.20769	12.78	33.26
Junio	198	4.10684	351	16.30800	10.48	23.97
Julio	232	4.33311	406	29.03125	16.99	38.79
Agosto	232	4.56376	378	27.17111	18.16	36.28
Septiembre	242	4.52069	406	22.97587	14.25	30.65
Año	2247	12.41244	4734	18.63400	15.72	21.38

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	164.03720	12	
Trend	154.87280	1	3.84
Homog	9.16440	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: CINFRA15.DAT

Variable: CE25 con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	47	2.27641	105	46.00000	5.51	76.19
Noviembre	21	0.98974	105	23.00000	-8.16	53.88
Diciembre	31	1.48461	105	24.66667	-8.30	59.34
Enero	36	2.13531	78	33.28750	2.20	80.13
Febrero	44	2.12795	105	37.66667	0.62	67.10
Marzo	35	1.68256	105	26.40000	-10.01	75.33
Abril	14	0.64333	105	18.40000	-22.45	53.81
Mayo	25	1.18769	105	29.40000	-23.76	62.03
Junio	39	2.08031	91	26.25000	2.52	63.35
Julio	35	1.68256	105	29.33333	-9.06	63.88
Agosto	51	2.47436	105	34.20000	8.90	60.03
Septiembre	49	2.37538	105	25.81818	6.13	43.18
Año	427	6.22335	1219	30.33333	21.31	38.76

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	43.22716	12	
Trend	39.42496	1	3.84
Homog	3.80220	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: CINFRAN.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 29 Años (1961-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	181	3.96748	325	19.21200	10.21	26.45
Noviembre	131	2.86540	325	12.96214	5.00	23.08
Diciembre	173	3.79115	325	11.50571	6.70	18.23
Enero	94	2.30681	276	12.10093	1.79	21.58
Febrero	101	2.20416	325	8.74000	0.50	16.85
Marzo	82	1.89175	300	8.97300	-0.09	23.17
Abril	137	2.99765	325	11.58100	4.40	21.41
Mayo	197	4.32014	325	21.24375	13.36	32.96
Junio	168	3.90028	300	13.51159	7.91	24.30
Julio	141	3.94771	231	29.53400	18.72	38.89
Agosto	155	4.06721	253	26.36591	17.67	36.27
Septiembre	157	4.12003	253	26.80600	17.05	34.43
Año	1717	11.63103	3563	16.07357	13.27	19.17

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	145.98061	12	
Trend	137.80051	1	3.84
Homog	8.18010	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: CINFRA15.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	30	1.98860	66	28.52479	0.52	47.10
Noviembre	20	1.30288	66	12.99429	-11.91	40.37
Diciembre	24	1.57717	66	10.23394	-4.95	29.44
Enero	9	0.71554	45	6.44100	-23.02	43.89
Febrero	8	0.48001	66	8.21131	-16.22	58.74
Marzo	4	0.20572	66	9.88647	-26.65	55.03
Abril	-4	-0.20572	66	-2.57583	-32.86	26.00
Mayo	12	0.75430	66	7.99971	-21.98	26.15
Junio	4	0.20572	66	4.01518	-28.23	33.84
Julio	10	0.61715	66	5.94338	-15.76	25.95
Agosto	-21	-1.78885	45	-16.26433	-48.89	2.39
Septiembre	-18	-1.77237	36	-25.77806	-56.77	2.17
Año	78	1.62114	720	5.48155	-1.36	12.75

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	18.19304	12	
Trend	1.65458	1	3.84
Homog	16.53845	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: GALZARN.DAT

Variable: CE25 con datos de 16 Años (1974-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	14	0.58529	120	24.48701	-40.61	81.51
Noviembre	42	1.84592	120	60.50000	-2.53	114.83
Diciembre	22	0.94547	120	28.16667	-55.47	110.88
Enero	22	0.94547	120	47.34286	-48.88	140.77
Febrero	18	0.76538	120	37.50000	-63.28	158.23
Marzo	29	1.38564	105	25.07143	-65.26	148.79
Abril	-13	-0.59385	105	-18.71428	-107.01	49.05
Mayo	20	0.85543	120	17.88572	-55.73	94.88
Junio	-13	-0.59385	105	-12.16667	-99.21	58.49
Julio	6	0.22511	120	4.90476	-43.29	61.39
Agosto	2	0.04502	120	5.25000	-46.35	37.21
Septiembre	26	1.12556	120	23.86111	-13.01	60.83
Año	175	2.31179	1395	19.00000	2.67	34.21

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	11.74140	12	
Trend	5.19074	1	3.84
Homog	6.55066	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: GALZAR15.DAT

Variable: CE25 con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	3	0.09897	105	0.77778	-56.00	63.84
Noviembre	31	1.48461	105	42.42857	-35.39	106.19
Diciembre	17	0.79179	105	23.66667	-100.01	102.21
Enero	19	0.89077	105	42.85714	-57.52	172.35
Febrero	19	0.89077	105	42.50000	-68.40	187.17
Marzo	15	0.76643	91	24.83333	-132.41	149.59
Abril	-11	-0.54745	91	-18.71428	-121.05	62.67
Mayo	5	0.19795	105	2.71429	-85.49	51.83
Junio	-7	-0.32847	91	-8.55556	-99.60	89.23
Julio	1	0.00000	105	0.42857	-52.99	71.23
Agosto	-11	-0.49487	105	-12.09091	-58.38	30.04
Septiembre	11	0.49487	105	11.50000	-24.62	55.01
Año	92	1.33077	1218	12.25758	-4.50	29.56

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	6.69157	12	
Trend	1.71540	1	3.84
Homog	4.97617	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: MARHIJN.DAT

Variable: Caudal con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv. Confianza (95%)	
Octubre	19	0.98541	91	0.02667	-0.02	0.11
Noviembre	41	2.18980	91	0.04500	0.00	0.07
Diciembre	0	0.00000	105	0.00000	-0.05	0.04
Enero	-23	-1.20439	91	-0.04333	-0.11	0.04
Febrero	1	0.00000	105	0.00000	-0.08	0.08
Marzo	14	0.64333	105	0.00714	-0.01	0.03
Abril	4	0.14846	105	0.00286	-0.05	0.03
Mayo	11	0.49487	105	0.02000	-0.05	0.07
Junio	-4	-0.14846	105	-0.00143	-0.04	0.03
Julio	-30	-1.43513	105	-0.06000	-0.18	0.02
Agosto	-20	-0.94026	105	-0.02333	-0.07	0.02
Septiembre	-17	-0.79179	105	-0.02000	-0.09	0.02
Año	-4	-0.04387	1218	0.00000	-0.01	0.01

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	12.45387	12	
Trend	0.00000	1	3.84
Homog	12.45387	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: MARHIJN.DAT

Variable: CE25 con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv. Confianza (95%)	
Octubre	41	2.18980	91	33.66667	6.80	64.80
Noviembre	11	0.54745	91	11.75000	-21.55	50.74
Diciembre	17	0.87592	91	17.14286	-26.66	57.50
Enero	9	0.39590	105	14.00000	-79.18	87.21
Febrero	19	0.89077	105	21.61539	-45.59	89.94
Marzo	25	1.18769	105	31.50000	-42.92	93.58
Abril	23	1.08872	105	23.28572	-23.48	74.29
Mayo	21	1.09490	91	22.28572	-18.20	67.25
Junio	7	0.29692	105	3.33333	-30.56	63.92
Julio	24	1.13820	105	35.66667	-57.01	132.47
Agosto	22	1.03923	105	38.75000	-38.97	104.42
Septiembre	29	1.38564	105	50.54546	-20.44	123.65
Año	248	3.64129	1204	25.36667	12.00	38.06

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	16.27249	12	
Trend	13.53840	1	3.84
Homog	2.73409	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: MARHIJN.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	35	1.86133	91	41.60333	-5.10	81.27
Noviembre	45	2.40878	91	29.75200	2.91	59.83
Diciembre	29	1.53286	91	20.93000	-15.11	50.09
Enero	-1	0.00000	91	-5.54001	-62.34	61.55
Febrero	27	1.28667	105	28.73750	-17.52	68.06
Marzo	31	1.48461	105	46.45077	-27.85	90.56
Abril	9	0.39590	105	10.03200	-25.93	70.91
Mayo	17	0.87592	91	17.91875	-23.87	57.04
Junio	-11	-0.49487	105	-7.56600	-34.65	32.31
Julio	-1	0.00000	105	-2.95428	-41.23	41.17
Agosto	15	0.69282	105	12.87001	-31.99	44.87
Septiembre	17	0.79179	105	14.36500	-20.80	65.80
Año	212	3.13612	1190	17.33822	6.23	29.76

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	19.02456	12	
Trend	10.35741	1	3.84
Homog	8.66715	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: NGRLPIN.DATVariable: **Caudal** con datos de 29 Años (1961-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-77	-1.77498	300	-0.42693	-0.87	0.04
Noviembre	-80	-2.38556	210	-0.58897	-0.98	-0.10
Diciembre	-137	-3.17628	300	-0.59400	-0.94	-0.31
Enero	-123	-3.02614	276	-0.84167	-1.27	-0.39
Febrero	-163	-3.57073	325	-1.16000	-1.63	-0.65
Marzo	-111	-2.90515	253	-1.01200	-1.48	-0.28
Abril	-128	-2.79928	325	-0.48143	-0.91	-0.13
Mayo	-84	-2.05877	276	-0.24222	-0.72	-0.01
Junio	-29	-0.55318	378	-0.06688	-0.41	0.18
Julio	-101	-2.33550	300	-0.43472	-0.95	-0.06
Agosto	-102	-2.10554	351	-0.17778	-0.39	-0.02
Septiembre	-130	-2.54859	378	-0.41292	-1.06	-0.07
Año	-1265	-8.36689	3672	-0.46279	-0.60	-0.34

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	79.42928	12	
Trend	72.62119	1	3.84
Homog	6.80809	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: NGRLPI15.DATVariable: **Caudal** con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-14	-0.71168	91	-0.55000	-2.16	0.63
Noviembre	-18	-1.03715	78	-0.73821	-1.92	0.67
Diciembre	-53	-2.84673	91	-1.81600	-5.44	-0.49
Enero	-43	-2.29929	91	-1.30091	-2.14	-0.20
Febrero	-46	-2.74540	78	-1.76000	-3.51	-0.26
Marzo	-25	-1.31388	91	-0.90000	-1.54	0.39
Abril	-44	-2.12795	105	-0.60571	-1.57	-0.00
Mayo	-11	-0.49487	105	-0.12462	-0.76	0.31
Junio	-28	-1.33615	105	-0.41667	-1.58	0.13
Julio	-20	-0.94026	105	-0.30000	-1.05	0.17
Agosto	-4	-0.16423	91	-0.02000	-1.36	0.31
Septiembre	-12	-0.54436	105	-0.06667	-1.26	0.27
Año	-318	-4.86408	1136	-0.59083	-0.87	-0.30

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	33.84021	12	
Trend	24.66805	1	3.84
Homog	9.17216	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: NGRLPIN.DAT

Variable: CE25 con datos de 29 Años (1961-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	140	2.89772	351	7.51143	2.96	10.12
Noviembre	148	3.64625	276	10.95858	5.39	15.68
Diciembre	144	3.15194	325	8.86810	3.50	15.40
Enero	158	4.14644	253	9.71923	6.04	15.84
Febrero	179	3.71075	351	8.22722	4.17	12.77
Marzo	140	3.24634	300	7.34167	4.00	11.00
Abril	156	3.41644	325	6.90444	3.43	11.36
Mayo	159	3.48257	325	7.31600	4.33	10.64
Junio	144	2.82518	378	6.38937	2.82	9.06
Julio	156	3.62002	300	7.60167	4.56	10.64
Agosto	212	4.39870	351	8.92214	5.87	12.02
Septiembre	190	3.73398	378	6.86917	3.58	10.02
Año	1926	12.19242	3913	7.86444	6.87	8.79

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	153.19345	12	
Trend	150.82153	1	3.84
Homog	2.37192	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: NGRLP15.DAT

Variable: CE25 con datos de 15 Años (1975-1990)

Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	10	0.44538	105	2.00000	-10.47	8.82
Noviembre	49	2.37538	105	16.00000	3.74	27.34
Diciembre	63	3.06820	105	25.50000	8.00	43.71
Enero	53	2.84673	91	22.66667	7.20	35.39
Febrero	36	1.91607	91	17.33333	-0.06	30.18
Marzo	28	1.33615	105	8.76923	-7.01	18.73
Abril	58	2.82077	105	12.60000	4.19	22.99
Mayo	59	2.87026	105	14.30000	6.39	22.48
Junio	55	2.67231	105	9.71429	4.46	16.29
Julio	54	2.62282	105	9.30000	2.75	14.82
Agosto	43	2.07846	105	13.20000	0.50	19.67
Septiembre	42	2.02897	105	10.50000	0.42	19.56
Año	550	7.96517	1232	12.39394	9.32	14.65

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	70.22841	12	
Trend	63.87566	1	3.84
Homog	6.35275	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: NGRLPIN.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 29 Años (1961-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv. Confianza (95%)	
Octubre	114	2.63911	300	6.21198	2.80	9.10
Noviembre	86	2.56674	210	7.23444	2.49	11.99
Diciembre	82	1.89175	300	5.16156	-0.56	9.80
Enero	93	2.42976	253	3.81167	1.05	8.23
Febrero	3	0.04408	325	0.32158	-3.51	3.04
Marzo	103	2.69387	253	5.25167	1.58	7.81
Abril	137	2.99765	325	6.11867	2.86	9.53
Mayo	114	2.80290	276	6.69355	3.14	10.66
Junio	154	3.02275	378	5.90208	3.61	8.27
Julio	168	3.90028	300	6.64119	4.18	8.34
Agosto	199	4.36423	325	8.37143	5.45	11.08
Septiembre	184	3.61544	378	4.88136	2.46	7.90
Año	1437	9.59718	3623	5.68182	4.63	6.46

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	105.15771	12	
Trend	92.14175	1	3.84
Homog	13.01596	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIAS

ARCHIVO: NGRLP15.DAT

Variable: CE_{aj} con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv. Confianza (95%)	
Octubre	7	0.32847	91	1.88017	-10.06	8.26
Noviembre	34	2.01329	78	10.81202	0.75	22.44
Diciembre	33	1.75184	91	12.65567	-3.83	30.00
Enero	31	1.64235	91	9.09800	-1.69	21.66
Febrero	-14	-0.79312	78	-2.25608	-14.93	3.95
Marzo	23	1.20439	91	7.01767	-8.79	14.02
Abril	47	2.27641	105	9.69033	2.53	18.18
Mayo	59	2.87026	105	13.72050	6.87	19.61
Junio	51	2.47436	105	6.81775	1.18	12.25
Julio	53	2.57333	105	8.28575	3.70	12.06
Agosto	41	2.18980	91	9.77450	0.54	16.87
Septiembre	47	2.27641	105	8.75262	1.31	14.03
Año	412	6.30643	1136	7.80375	5.69	9.77

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	50.53981	12	
Trend	37.91030	1	3.84
Homog	12.62951	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **SEGSERN.DAT**Variable: **Caudal** con datos de 18 Años (1972-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-85	-3.18173	153	-7.16667	-12.19	-3.64
Noviembre	-44	-1.77128	136	-6.37833	-11.27	0.93
Diciembre	-42	-1.84592	120	-8.09048	-14.45	0.36
Enero	-66	-2.92646	120	-8.36667	-11.26	-3.52
Febrero	-50	-2.01844	136	-7.47143	-13.70	-0.47
Marzo	-46	-1.70450	153	-5.55000	-10.92	0.39
Abril	-9	-0.30302	153	-0.42500	-4.51	4.52
Mayo	-14	-0.53550	136	-1.28750	-9.43	5.08
Junio	-29	-1.15339	136	-5.98308	-22.82	6.03
Julio	-78	-2.91658	153	-6.14000	-9.37	-2.85
Agosto	-37	-1.36360	153	-3.15000	-8.87	0.65
Septiembre	-43	-2.07846	105	-5.42857	-9.63	-0.45
Año	-543	-6.37104	1654	-5.31515	-6.94	-3.64

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	50.43123	12	
Trend	41.41327	1	3.84
Homog	9.01796	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **SEGSER15.DAT**Variable: **Caudal** con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-59	-2.87026	105	-10.02000	-15.04	-4.07
Noviembre	-27	-1.28667	105	-4.10417	-10.47	4.48
Diciembre	-31	-1.48461	105	-8.01429	-16.42	1.51
Enero	-26	-1.52522	78	-4.20000	-9.94	4.08
Febrero	-49	-2.62775	91	-11.82857	-17.11	-5.19
Marzo	-44	-2.12795	105	-6.57778	-15.08	-0.15
Abril	-33	-1.58359	105	-3.61429	-8.38	1.19
Mayo	-21	-1.09490	91	-3.48000	-15.31	4.72
Junio	-40	-1.93000	105	-17.14000	-35.60	0.19
Julio	-56	-2.72179	105	-6.31538	-11.47	-2.14
Agosto	3	0.09897	105	0.35714	-4.80	4.08
Septiembre	-16	-0.91513	78	-2.85238	-8.85	5.47
Año	-399	-5.95202	1178	-5.96917	-8.15	-3.86

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	43.67871	12	
Trend	35.35418	1	3.84
Homog	8.32453	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **SEGSERN.DAT**Variable: **CE25** con datos de 18 Años (1972-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	47	1.74237	153	6.00000	-2.00	15.66
Noviembre	35	1.28784	153	7.20000	-3.86	22.01
Diciembre	77	2.87871	153	31.37500	8.89	42.17
Enero	56	2.26559	136	10.14015	1.88	20.67
Febrero	29	1.06058	153	7.60000	-9.33	25.38
Marzo	37	1.36360	153	7.00000	-3.87	17.79
Abril	55	2.04540	153	13.00000	1.15	26.19
Mayo	35	1.28784	153	4.40000	-6.30	16.25
Junio	28	1.02270	153	9.00000	-9.74	29.00
Julio	64	2.38630	153	18.33333	3.63	27.14
Agosto	31	1.13633	153	12.00000	-9.68	26.89
Septiembre	-22	-0.86505	136	-5.70909	-19.33	11.21
Año	472	5.21768	1802	9.35000	5.53	13.52

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	37.22431	12	
Trend	26.97296	1	3.84
Homog	10.25135	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **SEGSER15.DAT**Variable: **CE25** con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	27	1.28667	105	7.33333	-4.47	20.71
Noviembre	23	1.08872	105	9.00000	-8.67	27.20
Diciembre	45	2.17744	105	35.75000	6.39	48.85
Enero	41	2.18980	91	15.00000	1.88	32.15
Febrero	41	1.97949	105	21.00000	0.25	34.89
Marzo	33	1.58359	105	11.80000	-2.45	26.27
Abril	29	1.38564	105	13.00000	-6.46	32.10
Mayo	29	1.38564	105	5.50000	-6.98	28.72
Junio	38	1.83103	105	22.36364	-0.99	40.74
Julio	48	2.32590	105	20.66667	1.95	33.08
Agosto	5	0.19795	105	3.66667	-23.73	30.76
Septiembre	-3	-0.10949	91	-3.40000	-19.83	19.90
Año	356	5.15052	1232	13.46429	8.00	18.73

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	33.24779	12	
Trend	26.45446	1	3.84
Homog	6.79333	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **SEGSERN.DAT**Variable: **CE_{aj}** con datos de 18 Años (1972-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-41	-1.51511	153	-5.70000	-13.16	2.26
Noviembre	-16	-0.61789	136	-2.17854	-13.25	8.63
Diciembre	42	1.84592	120	16.28189	-1.55	32.28
Enero	16	0.67534	120	1.62675	-7.43	13.57
Febrero	-4	-0.12358	136	-0.54000	-11.40	9.48
Marzo	9	0.30302	153	1.56692	-4.45	7.26
Abril	65	2.42417	153	13.12118	1.62	20.68
Mayo	28	1.11220	136	6.86986	-3.06	14.79
Junio	36	1.44174	136	9.68029	-2.87	16.58
Julio	35	1.28784	153	7.48500	-5.49	18.62
Agosto	23	0.83331	153	6.70800	-10.68	19.93
Septiembre	-19	-0.89077	105	-5.34455	-16.92	5.01
Año	174	2.03356	1654	3.26636	0.04	6.54

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	20.07579	12	
Trend	4.00253	1	3.84
Homog	16.07326	11	19.68

ANALISIS DE TENDENCIASARCHIVO: **SEGSER15.DAT**Variable: **CE_{aj}** con datos de 15 Años (1975-1990)Prueba estacional de Kendall

Mes	S	Z-Statistic	N°	Pendiente	Interv.	Confianza (95%)
Octubre	-25	-1.18769	105	-5.81371	-21.17	12.49
Noviembre	-9	-0.39590	105	-2.36100	-13.35	13.96
Diciembre	39	1.88051	105	21.19940	-1.77	36.44
Enero	26	1.52522	78	7.16344	-2.11	24.49
Febrero	9	0.43796	91	4.81129	-12.00	13.88
Marzo	5	0.19795	105	1.34892	-6.69	9.99
Abril	23	1.08872	105	5.79471	-8.89	19.27
Mayo	17	0.87592	91	9.59667	-5.02	24.43
Junio	27	1.28667	105	12.44963	-5.04	22.25
Julio	25	1.18769	105	8.86550	-6.09	22.58
Agosto	17	0.79179	105	12.28685	-13.54	27.84
Septiembre	-4	-0.18303	78	-1.37043	-16.35	9.82
Año	150	2.22827	1178	5.06749	0.67	9.78

PRUEBA χ^2 DE HOMOGENEIDAD

	CHISQUARE	GRADOS LIB.	CHISQUARE (95%)
Total	14.51886	12	
Trend	5.08724	1	3.84
Homog	9.43161	11	19.68

ANEJO 3. LAVADO DE LA TRIPLE LÍNEA DE ASPERSIÓN

Anejo 3.1 Lavado de la Triple Línea de Aspersión: Salinidad Inicial del suelo (CE_{1,5}) en el lavado de la triple línea de aspersión para los distintos tratamientos. Muestras de suelo tomadas en la instalación de las sondas de succión.

Profundidad	Tratamiento P2							Tratamiento P4						
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
0-15	4.00	3.40	2.80	2.80	3.50	3.40	4.22	2.30	3.10	3.20	3.10	3.80	3.40	2.10
15-30		1.30	0.80	0.70	3.50	1.00	1.86		2.00	2.00	1.08	1.70	1.40	1.17
30-45			0.70	0.60	1.20	0.80	0.64			0.90	0.90	1.50	0.70	1.34
45-60				0.50	0.90	0.60	0.70				0.60	0.50	1.00	0.60
60-75					0.60	0.90	1.00					0.50	0.60	0.40
75-90						0.80	0.90						0.60	0.60
90-105							2.01							0.50
105-120							0.65							0.50

Profundidad	Tratamiento P6							Tratamiento P8						
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
0-15	3.20	2.30	2.80	2.60	1.70	1.93	1.77	1.80	1.10	0.90	1.30	1.50	1.86	1.40
15-30		0.70	1.08	0.96	0.60	1.00	0.78		0.80	0.60	0.80	1.00	0.60	0.60
30-45			0.90	0.50	0.50	0.50	0.56			0.50	0.60	0.40	0.50	0.72
45-60				0.60	0.40	0.50	0.50				0.80	0.60	0.50	0.56
60-75					0.40	0.70	0.30					0.40	1.15	0.58
75-90						0.60	0.50						0.64	0.53
90-105							0.50							0.47
105-120							0.43							0.46



Anejo 3.2. Lavado de la Triple Línea de Aspersión: Humedad del suelo para los distintos tratamientos y profundidades al día siguiente de cada uno de los riegos.

		Prof.	16-sep	19-sep	23-sep	26-sep	30-sep	3-oct	7-oct	9-oct	15-oct	17-oct	21-oct	28-oct	31-oct	3-nov	4-nov	6-nov	7-nov	10-nov	13-nov	14-nov	
P2	15	25.2	26.0	32.1	32.7	33.2	34.2	33.5	33.9	35.4	34.6	34.6	33.8	34.0	34.4	34.0	34.7	33.9	35.7	34.4	34.5	35.2	
	30	28.6	29.5	36.3	36.0	36.6	36.7	35.9	36.7	37.0	37.8	37.8	37.4	36.6	37.2	36.7	36.9	36.7	37.5	37.6	37.6	37.3	37.1
	45	30.6	31.4	35.8	37.0	36.8	36.8	36.7	36.1	36.2	36.8	36.6	36.6	36.6	37.7	36.9	36.7	36.1	37.9	36.3	36.5	37.1	
	60	33.1	32.3	36.2	36.8	36.9	37.2	37.5	37.6	36.9	37.0	37.7	37.3	36.9	37.9	36.8	37.6	37.5	37.5	36.9	37.0	37.5	
	90	35.7	36.2	38.4	39.4	39.0	39.9	39.1	38.7	39.8	39.6	39.4	38.9	39.4	38.9	40.1	38.7	39.1	39.1	39.2	38.3	39.1	39.9
	120	33.3	33.5	36.6	37.1	37.5	36.8	37.1	36.9	36.9	36.6	37.4	37.0	37.4	37.0	38.1	36.4	36.8	35.7	36.6	36.0	35.9	37.6
P4	15	19.5	21.6	24.9	29.6	31.2	32.5	31.8	32.0	32.2	32.8	32.8	32.5	31.9	33.5	31.9	33.0	31.8	32.4	32.4	32.4	32.3	33.4
	30	24.7	26.4	26.8	33.2	33.4	35.4	34.4	34.5	34.3	34.9	34.9	34.0	35.1	34.8	33.7	35.1	34.8	34.4	34.4	34.5	35.5	35.0
	45	24.5	25.7	26.7	34.6	35.4	35.5	36.5	35.7	36.8	35.9	35.9	35.9	35.9	35.7	36.2	36.4	36.1	35.5	36.4	36.2	37.2	37.5
	60	28.3	28.4	29.2	37.4	39.1	39.2	38.5	39.6	39.3	39.1	38.7	38.7	38.7	39.5	38.0	38.7	38.2	39.9	38.4	38.8	39.9	
	90	29.0	28.9	29.8	37.0	37.5	38.7	40.0	38.6	38.8	39.0	39.4	39.4	37.8	38.3	37.7	38.4	38.5	38.3	38.6	38.2	39.5	
	120	29.3	30.3	31.5	36.4	37.9	38.5	38.4	38.8	38.1	38.9	37.8	38.9	37.8	38.7	38.3	38.8	38.6	37.7	38.7	38.7	38.3	38.8
P6	15	19.6	20.3	23.3	27.9	28.9	31.0	30.8	29.9	30.0	31.8	29.6	30.0	30.4	30.4	29.2	31.3	30.4	31.1	29.9	31.3	31.7	
	30	24.5	28.4	31.6	33.7	33.9	35.4	35.2	34.3	34.6	35.5	35.9	35.1	33.7	34.2	34.9	35.0	35.0	35.8	34.9	34.2	36.1	
	45	28.2	31.0	35.8	35.6	37.0	36.2	36.9	36.3	36.4	36.3	38.6	36.6	36.6	36.5	36.4	39.8	36.1	36.8	36.6	36.5	37.4	
	60	33.3	34.4	37.2	37.9	38.6	38.3	38.0	38.1	38.5	38.2	39.0	37.6	37.8	38.0	38.7	38.4	38.3	38.4	38.3	37.5	38.5	39.8
	90	36.2	36.1	38.4	38.9	39.1	39.0	39.3	39.0	38.8	38.8	38.1	39.0	39.2	38.7	39.2	39.0	39.5	39.0	39.5	38.9	39.2	40.2
	120	34.2	35.0	36.6	37.5	37.7	38.5	38.0	38.4	38.4	39.4	37.8	38.3	38.3	38.7	37.7	39.0	37.5	38.3	38.6	38.2	39.3	
P8	15	24.7	26.0	27.7	33.3	33.9	35.2	34.6	34.7	34.5	35.5	34.4	35.4	35.4	35.0	34.9	35.3	34.8	35.5	33.3	33.4	36.2	
	30	29.3	28.5	30.0	35.2	35.8	36.9	36.8	36.8	36.1	36.1	36.4	36.4	36.8	36.8	36.4	36.1	36.7	36.3	36.1	36.1	37.7	
	45	33.6	33.6	33.3	36.5	37.2	36.9	37.8	37.7	38.4	37.1	36.9	36.6	37.7	37.4	37.9	37.7	37.7	37.3	37.3	38.0	38.7	
	60	36.6	35.9	36.1	37.4	38.8	39.8	39.2	38.7	38.5	39.1	39.1	40.0	38.7	38.9	38.7	38.3	38.7	38.3	38.7	39.0	38.3	39.0
	90	36.1	35.3	35.9	37.5	37.9	38.9	39.2	38.9	38.8	39.2	38.5	38.8	38.9	38.8	38.9	38.8	39.4	38.8	40.2	38.9	39.4	39.3
	120	34.8	35.7	35.3	37.1	38.3	40.5	38.5	39.0	39.1	39.3	38.9	41.0	40.1	38.9	40.4	39.2	39.2	39.2	39.2	38.6	39.0	39.3

Anejo 3.3. Lavado de la Triple Línea de Aspersión: CE ($dS \cdot m^{-1}$) de la solución recogida en las sondas de succión a las distintas profundidades y en los distintos tratamientos al día siguiente de cada uno de los riegos.

Profundidad	16-sep	19-sep	23-sep	26-sep	30-sep	3-oct	7-oct	9-oct	15-oct	17-oct	21-oct	28-oct	31-oct	4-nov	7-nov	11-nov	14-nov
P2	15	19.4	19.0	15.4	21.7	20.6	18.1	17.3	16.6	14.8	11.7	10.4	9.3	9.1	8.6	10.1	
	30	14.7	11.4	10.9	10.5	9.8	10.0	9.7	8.8	7.8	7.2	6.3	6.0	5.2	4.9	4.8	4.6
	45		14.9	13.2	12.4	11.6	11.6	10.6	10.1	9.7	9.0	8.4	8.1	7.4	7.1	6.8	6.3
	60		11.9	11.3	11.0	10.4	10.2	10.5	9.9	9.8	9.4	9.1	8.9	8.6	8.2	8.0	7.6
	75		10.3	9.6	9.9	9.7	9.1	9.7	9.6	9.5	8.7	8.5	7.5	7.7	8.0	7.7	7.3
	90	15.0	12.1	12.7	11.5	10.8	9.9	10.1	9.7	9.4	9.0	8.8	8.8	8.4	8.1	7.8	7.6
	120	13.2	11.1	10.5	9.9	9.8	9.6	10.3	10.9	10.3	10.3	10.0	10.2	10.2	9.9	9.8	9.4
CEmedia (1m)		13.8	13.3	12.1	13.0	12.5	11.9	11.4	10.9	10.1	9.0	8.5	7.9	7.7	7.4	7.4	7.5
P4	15		28.0	18.3	24.6	23.1	19.3	21.6	19.7	17.3	12.9	11.2	10.1	9.1	8.6	8.2	
	30		11.8	10.4	8.5	7.9	7.8	7.4	7.0	6.7	6.2	6.3	6.0	6.0	5.9	5.6	
	45		11.7	11.5	10.6	10.3	9.0	9.5	9.1	8.9	8.1	7.9	8.1	7.7	7.7	7.6	
	60		13.0	12.3	11.5	11.4	10.9	10.8	10.8	10.3	9.8	9.5	9.4	9.1	9.0	8.7	
	75		10.9	10.7	9.9	9.7	9.8	9.4	8.6	8.2			11.8	8.2	7.7	7.4	
	90		11.0	10.6	9.5	9.1	9.3	6.9	6.5	5.9	7.0	6.9	6.6	6.5	6.0	5.9	
	120		19.0	13.8	11.5	10.0	9.9	9.6	10.0	9.4	8.5	8.3	7.8	7.6	6.9	6.6	
CEmedia (1m)			15.3	12.7	13.3	12.7	11.6	11.6	10.9	10.0	9.0	8.5	8.7	8.7	7.8	7.5	7.3
P6	15		26.9	20.7	19.8	20.3	18.8	18.2	21.1	19.1	14.4	12.9	12.2	10.4	11.5	11.6	
	30		8.9	8.2	7.6	7.9	7.8	7.8	7.3	7.1	6.9	6.7	6.2	5.8	5.6	5.1	
	45		14.6	13.3	10.7	9.8	9.4	9.8	8.8	8.5	8.0	7.7	7.5	7.3	7.2	6.9	
	60		10.5	10.9	9.8	9.0	9.0	8.7	8.6	8.3	7.6	7.4		9.2	7.2	7.1	
	75			8.3	7.9	7.4	7.1	6.9	5.9	5.1	5.4	5.1	4.5	4.5	4.3	4.5	4.1
	90			9.9	9.1	8.3			7.3	6.9	7.0	6.9	6.9	6.9	6.8	6.7	
	120	15.3		8.8	7.6	7.0	7.2	6.7	6.1	5.7		6.1	5.4	5.8	5.7	5.7	
CEmedia (1m)			13.5	11.7	11.0	10.8	10.5	9.9	10.5	9.9	8.7	8.2	7.6	7.5	7.5	7.3	
P8	15		11.5	10.3	10.5	10.4	10.6	10.7	11.0	10.9	11.5	8.7	8.3	8.1	8.2	8.5	
	30		9.8	7.8	7.5	8.4	10.9	6.9	6.4	6.0	5.9	5.9	5.7	5.4	5.2	5.4	
	45		10.0	9.8	9.0	8.1	7.3	7.0	6.8	6.2	5.7	5.6	5.6	5.4	5.4	5.3	
	60		11.8	10.7	9.8	9.4	9.2	8.6	8.3	8.1	7.7	7.5	7.3	6.8	6.9	6.5	
	75		9.3	8.7	7.6	8.0	7.9	7.7	7.1	6.8			7.7	6.9	6.9	6.7	
	90	18.4	18.0	11.8	10.6	8.7	8.0	8.0	7.1	7.3	6.9	6.4	6.3	6.1	5.8	5.7	
	120	9.5	8.1			6.6	7.1	6.6	7.3	7.1	7.0	7.7	7.0	6.9	6.5	6.5	
CEmedia (1m)			10.8	9.7	9.0	8.8	9.1	8.2	8.0	7.7	7.7	7.0	6.9	6.5	6.5	6.5	

Anejo 3.4. Lavado de la Triple Línea de Aspersión: Lecturas con el EM-38 en sus dos posiciones para los distintos tratamientos al día siguiente de cada uno de los riegos.

	17-sep	19-sep	23-sep	26-sep	30-sep	3-oct	7-oct	9-oct	15-oct	17-oct	21-oct	28-oct	31-oct	4-nov	7-nov	11-nov	14-nov	
EM_H	P1	85.00	140.00	3.40	2.00	1.60	2.10	1.60	1.60	1.10	1.45	1.25	1.20	1.20	0.95	0.90	1.00	1.00
	P2	80.00	160.00	3.00	2.20	1.70	1.70	1.65	1.65	1.00	1.20	1.00	1.00	1.00	0.90	0.85	0.90	0.85
	P3	65.00	120.00	3.00	1.90	1.50	1.70	1.40	1.35	1.35	1.40	1.35	1.00	1.10	1.10	1.00	1.00	0.95
	P4	55.00	140.00	3.20	2.00	2.00	1.50	1.55	1.35	1.00	1.20	1.05	0.95	1.00	0.90	0.90	0.85	0.90
	P5	50.00	115.00	2.80	1.60	1.40	1.30	1.20	1.20	0.90	1.10	1.00	0.90	0.90	0.90	0.85	0.85	0.80
	P6	50.00	100.00	2.60	1.60	1.30	1.30	1.30	1.20	1.00	1.15	1.10	1.00	0.95	0.80	0.85	0.85	0.85
	P7	53.00	80.00	2.40	1.60	1.30	1.50	1.20	1.25	0.85	1.25	1.00	1.05	0.85	0.90	0.80	0.90	1.00
	P8	52.00	85.00	2.60	1.40	1.20	1.30	1.00	1.15	0.90	1.05	0.90	0.85	0.80	0.80	0.75	0.75	0.80
EM_V	P1	235.00	290.00	5.00	4.20	4.20	5.10	4.30	4.10	3.20	2.65	2.50	1.95	1.90	2.70	2.60	1.80	2.00
	P2	125.00	145.00	3.40	2.30	2.20	2.00	1.95	2.00	1.45	1.60	1.40	1.25	1.30	1.25	1.20	1.20	1.20
	P3	60.00	80.00	2.60	1.60	1.40	1.30	1.45	1.40	0.90	1.15	1.00	1.10	0.90	0.85	0.85	0.80	1.00
	P4	60.00	70.00	2.40	1.40	1.20	1.40	1.20	1.20	0.80	1.00	1.00	1.10	0.95	0.85	0.85	0.95	0.95
	P5	55.00	75.00	2.60	1.30	1.10	1.00	1.10	0.95	0.80	0.90	0.85	1.05	0.80	0.80	0.80	0.80	0.75
	P6	55.00	70.00	2.20	1.30	1.00	1.00	0.90	0.80	0.60	0.80	0.90	0.95	0.80	0.70	0.70	0.65	0.66
	P7	58.00	80.00	2.40	1.20	1.00	1.20	1.05	1.10	0.85	1.10	1.00	0.70	0.80	0.80	0.90	0.85	0.72
	P8	55.00	90.00	2.40	1.10	1.00	1.10	0.95	0.90	0.80	1.00	0.90	0.95	0.85	0.85	0.90	0.90	1.00
EM_H25°C	P1	91.42	157.43	3.74	2.29	1.86	2.42	1.82	1.85	1.28	1.69	1.46	1.48	1.57	1.18	1.25	1.38	1.35
	P2	86.04	179.92	3.30	2.52	2.55	1.96	1.87	1.91	1.16	1.40	1.16	1.24	1.31	1.12	1.18	1.24	1.14
	P3	69.91	134.94	3.30	2.17	1.74	1.96	1.59	1.56	1.57	1.63	1.57	1.24	1.44	1.37	1.39	1.38	1.28
	P4	59.15	157.43	3.52	2.29	2.32	1.73	1.76	1.56	1.16	1.40	1.22	1.17	1.31	1.12	1.25	1.17	1.21
	P5	53.78	129.32	3.08	1.83	1.62	1.50	1.36	1.39	1.04	1.28	1.16	1.11	1.18	1.12	1.18	1.17	1.08
	P6	53.78	112.45	2.86	1.83	1.51	1.50	1.48	1.39	1.16	1.34	1.28	1.24	1.24	1.00	1.18	1.17	1.14
	P7	57.00	89.96	2.64	1.83	1.51	1.73	1.36	1.45	0.99	1.46	1.16	1.30	1.11	1.12	1.11	1.24	1.35
	P8	55.93	95.58	2.86	1.60	1.39	1.50	1.14	1.33	1.04	1.22	1.05	1.05	1.11	1.00	1.04	1.03	1.08
EM_V 25°C	P1	252.74	326.11	5.50	4.81	4.87	5.88	4.88	4.74	3.71	3.09	2.91	2.41	2.48	3.37	3.61	2.48	2.69
	P2	134.44	163.05	3.74	2.63	2.55	2.30	2.21	2.31	1.68	1.87	1.63	1.54	1.70	1.56	1.67	1.66	1.61
	P3	64.53	89.96	2.86	1.83	1.62	1.50	1.65	1.62	1.04	1.34	1.16	1.36	1.18	1.06	1.18	1.10	1.35
	P4	64.53	78.72	2.64	1.60	1.39	1.61	1.36	1.39	0.93	1.17	1.16	1.36	1.24	1.06	1.18	1.31	1.28
	P5	59.15	84.34	2.86	1.49	1.28	1.15	1.25	1.10	0.93	1.05	0.99	1.30	1.04	1.00	1.11	1.10	1.01
	P6	59.15	78.72	2.42	1.49	1.16	1.15	1.02	0.93	0.70	0.93	1.05	1.17	1.04	0.87	0.97	0.90	0.89
	P7	62.38	89.96	2.64	1.37	1.16	1.38	1.19	1.27	0.99	1.28	1.16	0.86	1.04	1.00	1.25	1.17	0.97
	P8	59.15	101.21	2.64	1.26	1.16	1.27	1.08	1.04	0.93	1.17	1.05	1.17	1.24	1.06	1.25	1.24	1.35

ANEJO 4. LISTADO DEL PROGRAMA *CIRFLE*

```

REM *****
REM *
REM *   MODELO CIRFLE
REM *
REM *****
REM Ultimas modificaciones Febrero 1994

```

REM Se utiliza la ecuación de Hanson corrigiendo por la concentración.
 REM del agua de riego y lluvia en equilibrio en el suelo:

```

REM -----
REM (Cfsw-Cmin)/(Cisw-Cmin)= k/((Dl/Ds)+k)
REM Cmin = concentración del agua del suelo en equilibrio con el agua de riego
REM k = Coeficiente de lavado
REM Dl = Profundidad de agua de lavado
REM Dr = Profundidad media de raíces
REM -----

```

```

      DECLARE SUB firstscreen ()
      DECLARE SUB indata (dat!(), n$)
      DIM dat(50)

```

REM Ramón Aragüés y Lola Quílez
 REM Modificado del modelo MOVI para incluir el lavado de las sales solubles del suelo

```

REM
REM
REM  MODELO HIDROSALINO
REM  POR KEN K. TANJI
REM  R. Aragüés y D. Quílez
REM
REM MODIFICADO DE HYDRO2 8-11-82
REM UNIVERSITY OF CALIFORNIA
REM DEPT. LAWR
REM DAVIS, CA-95616
REM
REM PRESENTED AT THE INT'L CONFERENCE ON MANAGING SALINE WATER
REM FOR IRRIGATION, TEXAS TECH. UNIVERSITY, LUBBOCK, TEXAS AUG-76
REM MODIFICADO EN ZARAGOZA, JUNIO 1982
REM -----
REM ESTE ES UN MODELO CONCEPTUAL PARA PREDECIR LA CARGA DE SALES EN
REM LOS FLUJOS DE RETORNO DEL RIEGO
REM -----

```

REM VARIABLES HIDROLÓGICAS

```

REM -----
REM Qi      Entradas hidrológicas (ha-m)
REM Qo      Salidas hidrológicas (ha-m)
REM Qdiw    Agua de riego aplicada (ha-m)
REM EIAE    Eficiencia de aplicación del riego
REM Qeaiw   Agua aplicada efectiva de riego (ha-m)
REM Qiwro   Escorrentía del riego (ha-m)
REM Qp      Precipitación (ha-m)
REM PRC     Coeficiente de escorrentía de la precipitación
REM PEC     Coeficiente de evaporación de la precipitación

```

REM EPC	Coeficiente de precipitación efectiva
REM Qpro	Escorrentía de la precipitación (ha-m)
REM Qevp	Evaporación de la precipitación (ha-m)
REM Qep	Precipitación efectiva (ha-m)
REM Qisw	Agua inicial en el suelo (ha-m)
REM Qfsw	Agua final en el suelo (ha-m)
REM Qfc	Capacidad de retención de agua del suelo (ha-m)
REM Di	Fracción de Qfc presente en el suelo al inicio del periodo considerado
REM Df	Fracción de Qfc presente en el suelo al inicio del periodo considerado
REM Qcsw	Cambio en el contenido de agua en el suelo (ha-m)
REM Qsw	Entradas de agua al suelo (ha-m)
REM Qet	Evapotranspiración (ha-m)
REM Kc	Coeficiente de cultivo de la EI
REM Qetr	Evapotranspiración de referencia (ha-m)
REM Qsweaiw	Agua aplicada efectiva de riego después de EI (ha-m)
REM Qswep	Precipitación efectiva después de EI (ha-m)
REM Qswisw	Agua inicial en el suelo después de EI (ha-m)
REM Qpsw	Agua en el suelo después de EI (ha-m)
REM Qppsw	Agua del suelo disponible para percolación profunda y drenaje subsuperficial (ha-m)
REM Dpc	Coeficiente de percolación profunda
REM Qdp	Percolación profunda (ha-m)
REM Qsdw	Agua de drenaje subsuperficial (ha-m)
REM Qrim	Aguas laterales superficiales de entrada y salida (ha-m)
REM Qsirf	Agua de retorno del riego (ha-m)
REM SP	Porcentaje de saturación (g agua/g de suelo)
REM Dwhc	Capacidad unitaria de retención de agua del suelo (m agua/m suelo)
REM Dr	Profundidad media de raíces (m)
REM A	Superficie (ha)
REM EIE	Eficiencia del riego
REM LF	Fracción de lavado
REM WAE	Eficiencia en la aplicación del agua

REM VARIABLES SALINAS

REM	=====
REM Mi	Entradas de sales (t)
REM Mo	Salidas de sales (t)
REM Cdiw	Concentración del agua de riego aplicada ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
REM Mdiw	Masa de sales en el agua aplicada de riego (t)
REM Cwirop	Concentración de sales disueltas por la escorrentía del riego ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
REM Ciwro	Concentración de la escorrentía de riego ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
REM Miwro	Masa de sales en el agua de escorrentía del riego (t)
REM Ceaiw	Concentración del agua efectiva de riego ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
REM Meaiw	Masa de sales en el agua efectiva de riego (t)
REM Cp	Concentración de la precipitación ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
REM Mp	Masa de sales en la precipitación (t)
REM Cprosp	Sales disueltas por escorrentía de la precipitación ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
REM Cpro	Concentración de la escorrentía de la precipitación ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
REM Mpro	Masa de sales en la escorrentía de la precipitación (t)
REM Cep	Concentración de la precipitación efectiva ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
REM Mep	Masa de sales en el agua efectiva de precipitación (t)
REM Ece	Conductividad eléctrica inicial del extracto saturado del suelo ($\text{dS} \cdot \text{m}^{-1}$)
REM Ecgyep	Conductividad eléctrica del yeso en extracto saturado ($\text{dS} \cdot \text{m}^{-1}$)
REM Ecgypp	Conductividad eléctrica del agua inicial en el suelo debida al yeso ($\text{dS} \cdot \text{m}^{-1}$)

REM IDSgyp	Concentración del agua inicial en el suelo debida al yeso ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Cse	Concentración del extracto saturado corregido por la solubilidad del yeso ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Cisw	Concentración del agua inicial en el suelo corregida por la solubilidad del yeso ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Misw	Masa de sales descontado el yeso en el agua inicial en el suelo (t)
REM Csw	Concentración del agua del suelo antes de EI ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Msw	Masa de sales en el agua en el suelo antes de EI (t)
REM ETCF	Factor de concentración debido a la evapotranspiración
REM Cswaiw	Concentración del agua efectiva de riego después de EI ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Msweiaw	Masa de sales en el agua efectiva de riego después de EI (t)
REM Cswep	Concentración del agua efectiva de precipitación después de EI ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Mswep	Masa de sales en el agua efectiva de precipitación después de EI (t)
REM Cswisw	Concentración del agua inicial en el suelo después de EI ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Mswisw	Masa de sales distintas del yeso en el agua inicial en el suelo después de EI (t)
REM Cpsw	Concentración del agua del suelo después de EI ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Mpsw	Masa de sales en el agua del suelo después de EI (t)
REM Csp-Csd	Sal disuelta - sal precipitada ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM PG	Porcentaje de yeso en el suelo (%)
REM Gypsum	Masa de yeso en el suelo (t)
REM Mgyp	Masa de yeso potencialmente soluble por el agua del suelo (por Qpsw) (t)
REM Mgsp	Masa de yeso disuelta realmente en el agua del suelo (t)
REM C1psw	Concentración del agua del suelo después de EI, Mgsp y Msp-Msd ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM M1psw	Masa de sales en el agua del suelo después de EI, Mgsp y Msp-Msd (t)
REM DDS	Profundidad de agua disponible para lavado por unidad de profundidad del suelo
REM k	Coefficiente de lavado de sales
REM CC0	Proporción de sales sobre las iniciales remanente en el suelo
REM Cmin	Concentración del agua del suelo en equilibrio con el agua de riego y precipit. ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Cfswl	Concentración del agua final en el suelo sin considerar el yeso ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Cfsw	Concentración del agua final almacenada en el suelo ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Mfsw	Masa de sales en el agua final almacenada en el suelo (t)
REM Cppsw	Concentración del agua disponible para percolación y drenaje subsuperficial ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Mppsw	Masa de sales disponible para percolación profunda y drenaje subsuperficial (t)
REM Cdp	Concentración del agua de percolación profunda ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Mdp	Masa de sales en el agua de percolación profunda (t)
REM Csdw	Concentración del agua de drenaje subsuperficial ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Msdw	Masa de sales en el agua de drenaje subsuperficial
REM Crim	Concentración de los aportes laterales superficiales ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Mrim	Masa de sales en los aportes laterales superficiales (t)
REM Csirf	Concentración de las aguas de retorno de riego ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
REM Msirf	Masa de sales en las aguas superficiales de retorno de riego (t)
REM Db	Densidad aparente del suelo ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)
REM FCU	Factor de conversión de unidades = 0.01
REM	-----

CLS

KEY ON

KEY 1, "Entrada": ON KEY(1) GOSUB datos0: KEY(1) ON

KEY 2, "Salida redu": ON KEY(2) GOSUB 3450: KEY(2) ON

KEY 3, "Salidas": ON KEY(3) GOSUB 2670: KEY(3) ON

KEY 4, "Sensi": ON KEY(4) GOSUB datos: KEY(4) ON

KEY 5, "Ayuda": ON KEY(5) GOSUB 4700: KEY(5) ON

KEY 6, "Fin": ON KEY(6) GOSUB 4830: KEY(6) ON

```

REM *****
REM *
REM *   ENTRADA DE DATOS   *
REM *
REM *****
      CALL firstscreen
      DO: LOOP
1300  datos0: CLS
      dat(0) = 1
      PRINT "*****"
      PRINT "*           *"
      PRINT "*  ENTRADA DE DATOS  *"
      PRINT "*           *"
      PRINT "*****"
      PRINT
      PRINT
      PRINT "  Entra el nombre del proyecto de riego como"
      PRINT "  XXXXXXXX YY, donde X es el nombre del proyecto"
      PRINT "  (máximo 8 caracteres) y Y es la extensión"
      PRINT "  (máximo 3 caracteres). Los datos de entrada pueden"
      PRINT "  entrarse desde un archivo. "
      PRINT
      PRINT
      INPUT "      Nombre del proyecto de riego"; n$
      L1 = 1
      CALL indata(dat(), n$)
      GOTO 13

REM *****
REM *
REM *  ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD  *
REM *
REM *****
      datos:
      dat(0) = 0
      CALL indata(dat(), n$)

13
REM *****
REM *
REM *  INICIALIZAR VARIABLES  *
REM *
REM *****
      A = dat(1)
      QDIW = dat(2)
      EIE = dat(3)
      QP = dat(4)
      PRC = dat(5)
      PEC = dat(6)
      EPC = dat(7)
      QISW = dat(8)
      QFSW = dat(9)
      DR = dat(10)
      QEIR = dat(11)
      KC = dat(12)
      QET = dat(13)

```

```

DPC = dat(14)
QRIM = dat(15)
CRIM = dat(16)
CDIW = dat(17)
CIWROSP = dat(18)
CP = dat(19)
CPROSP = dat(20)
ECE = dat(21)
SP = dat(22) / 100
DWHC = dat(23) / 100
PG = dat(24)
DB = dat(25)
K = dat(26)
IF control = 1 THEN GOTO 1920
F = 1 - (DB / 2.65)
FCU = .01

REM *****
REM *
REM * SUBMODELO HIDROLÓGICO *
REM *
REM *****
1880 CLS

REM Agua aplicada de riego
REM =====
1920 QEAIW = EIAE * QDIW
      QIWRO = QDIW * (1 - EIAE)

REM Precipitación
REM =====
      QPRO = PRC * QP
      QEVP = PEC * QP
      QEP = EPC * QP

REM Agua disponible para lavado
REM =====
      DL = QEAIW + QEP - QEI + QISW - QFSW
      DDS = DL / (DR * A)
      CC0 = K / (DDS + K)
      LEF = 1 - CC0

REM Agua del suelo
REM =====
      QSW = QEAIW + QEP + QISW

REM Agua del suelo después de ET
REM =====
      IF QEI = 0 THEN QET = KC * QEIR
      QPSW = QSW - QET
      IF QEI < QSW THEN 2070
      QEI = QSW
      QPSW = 0
      CLS : PRINT "evapotranspiración es mayor que el agua disponible"
      PRINT "ET=Agua disponible=QSW"

```



```

PRINT "EI = Qsw ="; QSW
PRINT : PRINT "presiona 'CONT'"
STOP
RETURN

```

REM Agua inicial y final en el suelo

```

REM =====
2070 QFC = DWHC * DR * A
      DI = QISW / QFC
      DF = QFSW / QFC
      QCSW = (DF - DI) * QFC
      IF QFSW < QPSW THEN 2080
      CLS
      PRINT "Agua final en el suelo > Agua disponible"
      PRINT "Agua final en el suelo = 0.75 Agua disponible = 0.75 * Qpsw"
      QFSW = 0.75 * QPSW

```

REM Agua disponible para drenaje subsuperficial y percolación profunda

```

REM =====
2080 QPPSW = QPSW - QFSW
      GOTO 100

```

REM Percolación profunda

```

REM =====
100 QDP = DPC * QPPSW

```

REM Drenaje Subsuperficial

```

REM =====
      QSDW = (1 - DPC) * QPPSW

```

REM Retornos de riego

```

REM =====
      QSIRF = QIWRO + QPRO + QSDW + QRIM

```

REM Parámetros del modelo

```

REM =====
      EIE = (QEAIW + QEP + QISW - QFSW) / (QDIW + QP + QISW)
      LF = QPPSW / (QEAIW + QEP)
      EICF = QSW / QPSW
      QSW EAIW = QEAIW / EICF
      QSW EP = QEP / EICF
      QSW ISW = QISW / EICF
      WAE = QEI / (QEP + QEAIW)

```

REM *****

REM * *

REM * SUBMODELO SALINO *

REM * *

REM *****

REM

REM Agua de riego aplicada

```

REM =====
      MDIW = CDIW * QDIW * FCU
      CIWRO = CDIW + CIWROSP
      MIWRO = CIWRO * QIWRO * FCU

```

REM Precipitación

REM
 $MP = CP * QP * FCU$
 $CPRO = CP + CPROSP$
 $MPRO = CPRO * QPRO * FCU$

REM Aportes Laterales

REM
 $MRIM = CRIM * QRM * FCU$

REM Agua inicial en el suelo corregida por la solubilidad del yeso

REM
 $MGYP = 2630 * QPSW * FCU$
 $GYPsum = A * DR * DB * PG / FCU$
 IF MGYP <= GYPsum THEN ECGYP = 2.2; ECGYPE = 2.2; TDSGYP = 2630; GOTO 2390
 $TDSGYP = GYPsum / (QPSW * FCU)$
 $ECGYP = .003 * TDSGYP ^ .849$
 IF SP = 0 THEN ECGYPE = (ECGYP * QISW) / (2 * QFC); GOTO 2390
 $ECGYPE = (ECGYP * QPSW) / (A * DB * DR * SP)$

REM Hace falta incluir una ecuación para convertir CE a concentración. En este momento se utiliza

2390 factor = 640
 $CSE = (ECE - ECGYPE) * factor$
 IF CSE < 0 THEN CSE = 0
 $CISW = CSE * SP * DR * A * DB / QISW$
 IF SP = 0 THEN CISW = CSE * 2 * QFC / QISW
 $MISW = CISW * QISW * FCU$

REM Agua efectiva de riego

REM
 $CEAIW = CDIW$
 $MEAIW = CEAIW * QEAIW * FCU$

REM Precipitación efectiva

REM
 $CEP = CP$
 $MEP = CEP * QEP * FCU$

REM Agua del suelo

REM
 $MSW = MEAIW + MEP + MISW$
 $CSW = MSW / (QSW * FCU)$

REM Agua del suelo después de EI

REM
 $MSWEAIW = MEAIW$
 $MSWISW = MISW$
 $MSWEP = MEP$
 IF QSWEAIW = 0 THEN
 $CSWEAIW = 0$
 ELSE
 $CSWEAIW = MSWEAIW / (QSWEAIW * FCU)$

```

END IF

CSWEP = CP * EICF
IF QSWISW = 0 THEN
    CSWISW = 0
ELSE
    CSWISW = MSWISW / (QSWISW * FCU)
END IF

MPSW = MSW
CPSW = MPSW / (QPSW * FCU)

REM Disolución del yeso y Precipitación - Disolución de sales poco solubles
REM =====
    IF MGYP <= GYPSUM THEN MGSP = MGYP ELSE MGSP = GYPSUM
REM Esta ecuación relaciona Csp-Csd y LF para el agua del Canal de Monegros
    CSPCSD = -102.03814433# + 122.87113402# * LF
    M1PSW = MPSW + CSPCSD * QEAIW * FCU + MGSP
    C1PSW = M1PSW / (QPSW * FCU)
REM Al menos en el perfil del suelo queda el agua en equilibrio con
REM la concentración del agua de riego + precipitación
    CMIN = ((CDIW + CSPCSD) * QEAIW + CP * QEP) / (QSWEAIW + QSWEP)
    CFSW1 = CC0 * (CISW - CMIN) + CMIN
    CFSW = CFSW1 + IDSGYP
    MFSW = CFSW * QFSW * FCU
REM Calculo de la CE del agua final en el suelo
REM Solo esta contemplado el caso de solución saturada en yeso y
REM sin nada de yeso. Faltan las intermedias.
    IF ECGYPE = 2.2 THEN
        ECFSW = ECGYPE + ((CFSW - 2630) / factor)
    ELSE
        ECFSW = CFSW / factor
    END IF

REM EC del agua final en el suelo expresada como extracto saturado
    IF ECGYPE < 2.2 THEN
        ECFSW = ECFSW * QFSW / (A * DR * DB * SP)
    ELSE
        ECFSW = ((ECFSW - ECGYPE) * QFSW / (A * DR * DB * SP)) + ECGYPE
    END IF

REM Sales disponibles para drenaje subsuperficial y percolación profunda
REM =====
    MPPSW = M1PSW - MFSW
    CPPSW = MPPSW / (QPPSW * FCU)

REM Percolación profunda
REM =====
    CDP = CPPSW
    MDP = CDP * QDP * FCU

REM Drenaje subsuperficial
REM =====
    CSDW = CPPSW

```

```

MSDW = CSDW * QSDW * FCU
MSIRF = MRIM + MIWRO + MPRO + MSDW
CSIRF = MSIRF / (QSIRF * FCU)
IF N5 <> 22 OR MGYP <= GYPSUM THEN 2650
  CLS : PRINT "La solución del suelo ya no esta saturada en yeso": PRINT
  PRINT "modifica el valor de ECe teniendo en cuenta el yeso disponible en el suelo"
  PRINT "Para continuar escribe 'CONT'"
  STOP
2650 PRINT " Los cálculos han terminado": RETURN

REM *****
REM *
REM *   SALIDAS DEL MODELO   *
REM *
REM *****
2670 CLS
PRINT : PRINT : PRINT
LOCATE 10, 10: PRINT "PRESIONA 'D' PARA ENVIAR A PANTALLA ."
LOCATE 12, 10: PRINT "PRESIONA 'P' PARA ENVIAR A IMPRESORA ."
LOCATE 14, 10: PRINT "PRESIONA 'F' PARA ENVIAR A ARCHIVO."
DO: tc$ = INKEY$: LOOP WHILE tc$ = ""
SELECT CASE UCASE$(tc$)
  CASE "D"
    FILEOUT$ = "con"
  CASE "P"
    FILEOUT$ = "lpt1"
  CASE "F"
    LOCATE 20, 10
    INPUT "Nombre del archivo (Max. 8 Caracteres): ", FILEOUT$
  CASE ELSE
    BEEP
END SELECT
KEY OFF
CLOSE #2
OPEN FILEOUT$ FOR OUTPUT AS #2
PRINT #2, "*****"
PRINT #2, "*   SALIDAS HIDROLOGICAS   *"
PRINT #2, "*   UNIDADES = HA-M   *   *****"
PRINT #2, "***** * ENTRADAS AL MODELO *"
PRINT #2, "
PRINT #2, UCASE$(n$)
PRINT #2, USING "\ \##### m3/ha"; "Qdiw ="; QDIW*10000/A
PRINT #2, "
PARAMETROS"
PRINT #2, USING "\ \#####.## \ \ \ \ \ \#####.### ha"; "Qdiw ="; QDIW;
"CALCULADOS"; "AREA ="; A
PRINT #2, USING "\ \#####.## \ \ \ \ \ \#####.### ha-m"; "Qeaiw="; QEAIW;
"====="; "Qdiw ="; QDIW
PRINT #2, USING "\ \#####.## \ \ ## ## \ \#####.###"; "Qiwro="; QIWRO; "EIE
="; EIE; "EIAE ="; EIAE
PRINT #2, USING "\ \#####.## \ \ ## ## \ \#####.### ha-m"; "Qp ="; QP;
"WAE ="; WAE; "Qp ="; QP
PRINT #2, USING "\ \#####.## \ \ ## ## \ \#####.###"; "Qep ="; QEP; "ETCF
="; ETCF; "PRC ="; PRC
PRINT #2, USING "\ \#####.## \ \ ## ## \ \#####.###"; "Qpro ="; QPRO; "LF
="; LF; "PEC ="; PEC

```



```

PRINT #2, USING "\ \##### \ \##### ##"; "Csweaiw="; CSWEAIW; "Mswaiw=";
MSWEAIW
PRINT #2, USING "\ \##### \ \##### ##"; "Cswep ="; CSWEP; "Mswep ="; MSWEP
PRINT #2, USING "\ \##### \ \##### ##"; "Cswisw ="; CSWISW; "Mswisw ="; MSWISW
PRINT #2, USING "\ \##### \ \##### ##"; "Cpsw ="; CPSW; "Mpsw ="; MPSW
PRINT #2, USING "\ \##### \ \##### ##"; "Cgyp ="; IDSGYP; "Mgyp ="; MGYP
PRINT #2, USING " \ \##### ##"; "Mgsp ="; MGSP
PRINT #2, USING " \ \##### ##"; "Msp-Msd="; CSPCSD * QEAIW1 * FCU
PRINT #2, USING "\ \##### \ \##### ##"; "C'psw ="; C1PSW; "M'psw ="; M1PSW
PRINT #2, USING "\ \##### \ \##### ## \ \### ##"; "Cdp ="; CDP; "Mdp =";
MDP; "ECdp? ="; CDP / factor
PRINT #2, USING "\ \##### \ \##### ## \ \### ##"; "Csdw ="; CSDW; "Msdw =";
MSDW; "ECsdw? ="; CSDW / factor
PRINT #2, USING "\ \##### \ \##### ## \ \### ## \ \### ##"; "Cfsw =";
CFSW; "Mfsw ="; MFSW; "ECfsw ="; ECFSW; "ECefsw ="; ECEFSW
PRINT #2, USING "\ \##### \ \##### ## \ \### ##"; "Csirf ="; CSIRF; "Msirf =";
MSIRF; "ECsirf="; CSIRF / factor
IF UCASE$(FILEOUT$) = "LPT1" THEN
  FOR I = 1 TO 7
    PRINT #2,
  NEXT I
END IF
CLOSE #2
IF UCASE$(FILEOUT$) = "CON" THEN
  LOCATE , 50: PRINT " Presiona cualquier tecla para continuar"
  DO
    tecla$ = INKEY$
  LOOP WHILE tecla$ = ""
END IF
KEY ON
CLS : RETURN

REM *****
REM *
REM * SALIDA REDUCIDA *
REM *
REM *****
3450 CLS
LOCATE 10, 10: PRINT "PRESIONA 'D' PARA ENVIAR A PANTALLA "
LOCATE 12, 10: PRINT "PRESIONA 'P' PARA ENVIAR A IMPRESORA. "
LOCATE 14, 10: PRINT "PRESIONA 'F' PARA ENVIAR A ARCHIVO "
DO: tc$ = INKEY$: LOOP WHILE tc$ = ""
SELECT CASE UCASE$(tc$)
  CASE "D"
    FILEOUT$ = "con"
  CASE "P"
    FILEOUT$ = "lpt1"
  CASE "F"
    LOCATE 20, 10
    INPUT "Nombre del archivo (Max 8 Caracteres: ", FILEOUT$
  CASE ELSE
    BEEP
END SELECT

KEY OFF

```

```

CLOSE #2
CLS
OPEN FILEOUT$ FOR OUTPUT AS #2

PRINT #2, "*****"
PRINT #2, "* Valores estimados de escorrentía superficial + *"
PRINT #2, "  + drenaje subsuperficial      *"
PRINT #2, "*****"
PRINT #2,
PRINT #2, : PRINT #2, UCASE$(n$)
PRINT #2,
PRINT #2, USING "\ \#####.##"; "Qsif = "; QSIRF
PRINT #2, USING "\ \#####.##"; "Csif = "; CSIRF
PRINT #2, USING "\ \#####.##"; "Msif = "; MSIRF
PRINT #2, USING "\ \#####.##"; "Qsdw = "; QSDW
PRINT #2, USING "\ \#####.##"; "Csdw = "; CSDW
PRINT #2, USING "\ \#####.##"; "Msdw = "; MSDW
PRINT #2, USING "\ \#####.##"; "Eie = "; EIE
PRINT #2, USING "\ \#####.##"; "LF = "; LF
PRINT #2, USING "\ \#####.##"; "WAE = "; WAE
PRINT #2, USING "\ \#####.##"; "ETCF = "; ETCF
PRINT #2, USING "\ \#####.##"; "Lef = "; LEF
IF UCASE$(FILEOUT$) = "CON" THEN
    LOCATE 24, 30: PRINT #2, "Presiona cualquier tecla para continuar"
    DO: IC2$ = INKEY$: LOOP WHILE IC2$ = ""
END IF
CLS
CLOSE #2
KEY ON
RETURN

```

```

REM *****
REM *                               *
REM *      SALIDA GRÁFICA          *
REM *                               *
REM *****
4140  CLS
      PRINT " El programa de salida gráfica no esta instalado en esta versión"
      RETURN

```

```

REM *****
REM *                               *
REM *      AYUDA                   *
REM *                               *
REM *****
4700  CLS
      PRINT "F1.- Entrada de las variables y par metros al modelo": PRINT
      PRINT "F2.- Salida reducida: Q,C y M de los retornos de riego y el"
      PRINT "      drenaje subsuperficial"
      PRINT
      PRINT "F3.- Salidas de todas la variables del modelo"
      PRINT
      PRINT "F4.- Análisis de sensibilidad"
      PRINT
      PRINT "F5.- Esta pantalla de ayuda"

```

```

PRINT
PRINT "F6.- Salir del programa"
PRINT
PRINT "Empieza a divertirte!!"
RETURN
4830 KEY OFF: CLS : END

```

SUBROUTINAS

```

SUB indata (dat(), n$)
REM Carlos Revuelta
REM *****
REM *                                     *
REM *      ENTRADA DE DATOS             *
REM *                                     *
REM *****
      KEY OFF
REM NOMBRE DEL ARCHIVO
REM =====
      file$ = L TRIM$(RTRIM$(n$))
      OPEN file$ FOR RANDOM AS 1
      IF LOF(1) = 0 THEN
        FOR I = 1 TO 26
          dat(I) = 0
        NEXT I
      ELSE
        CLOSE 1
        OPEN file$ FOR INPUT AS 1
        FOR I = 1 TO 26
          INPUT #1, dat(I)
        NEXT I
      END IF
      CLOSE 1
      WIDTH 80, 43
      PRINT " ENTRADAS AL MODELO CIRF "
      PRINT
      PRINT
      PRINT "(Mueve el cursor arriba y abajo utilizando las flechas; presiona ENTER"
      PRINT "después de cada entrada)"
      PRINT
      PRINT
      PRINT
      PRINT "SUPERFICIE, ha ..... "
      PRINT "AGUA APLICADA DE RIEGO, ha-m ..... "
      PRINT "EFICIENCIA EN LA APLICACION DEL RIEGO ..... "
      PRINT "PRECIPITACION, ha-m ..... "
      PRINT "COEFICIENTE DE ESCORRENTÍA DE LA PRECIPITACION..... "
      PRINT "COEFICIENTE DE EVAPORACION DE LA PRECIPITACION ..... "
      PRINT "COEFICIENTE DE PRECIPITACION EFECTIVA..... "
      PRINT "AGUA INICIAL ALMACENADA EN EL SUELO, ha-m ..... "
      PRINT "AGUA FINAL ALMACENADA EN EL SUELO, ha-m ..... "
      PRINT "PROFUNDIDAD MEDIA DE RAICES, m ..... "

```

```

PRINT "EVAPOTRANSPIRACIÓN DE REFERENCIA , ha-m ..... "
PRINT "COEFICIENTE MEDIO DE CUL IIVO ..... "
PRINT "EVAPOTRANSPIRACIÓN, ha-m ..... "
PRINT "COEFICIENTE DE PERCOLACIÓN PROFUNDA ..... "
PRINT "APORTES LATERALES, ENTRADA (+), SALIDA (-), ha-m ..... "
PRINT "IDS DE LOS APORTES LATERALES, mg/l ..... "
PRINT "IDS DEL AGUA APLICADA DE RIEGO, mg/l ..... "
PRINT "SAL DISUELTA POR ESCORRENTÍA RIEGO, mg/l ..... "
PRINT "IDS DE LA PRECIPITACION, mg/l ..... "
PRINT "SAL DISUELTA POR ESCORRENTÍA DE LA PRECIPITACION, mg/l ..... "
PRINT "EC DEL EXTRACTO SATURADO DEL SUELO, dS/m ..... "
PRINT "PORCENTAJE DE SATURACION, % en masa (Si es desconocido entra 0) . "
PRINT "CAPACIDAD DE RETENCION DE AGUA, % en masa ..... "
PRINT "PORCENTAJE DE YESO EN LA ZONA DE RAICES, % en masa ..... "
PRINT "DENSIDAD APARENTE, g/cm3 ..... "
PRINT "FACTOR k DE EFICIENCIA DE LAVADO (0 for LEF=1.0) ..... "
PRINT
LOCATE 40, 40: PRINT "Presiona ESCAPE para terminar"
FOR I = 1 TO 26
    LOCATE I + 8, 60: PRINT USING "##### ##"; dat(I)
NEXT I
posi = 1
COLOR 0, 7: LOCATE posi + 8, 60: PRINT USING "##### ##"; dat(posi)
DO
    DO: tec$ = INKEY$: LOOP WHILE tec$ = ""
    COLOR 7, 0: LOCATE posi + 8, 60: PRINT USING "##### ##"; dat(posi)
    IF LEN(tec$) = 1 THEN
        SELECT CASE ASC(tec$)
            CASE 48 TO 57, 46
                COLOR 0, 7: LOCATE posi + 8, 60: PRINT USING "##### ##"; dat(posi)
                LOCATE 41, 1: COLOR 0, 7: PRINT tec$;
                INPUT "", valor$
                dat(posi) = VAL(tec$ + valor$)
                COLOR 7, 0: LOCATE posi + 8, 60: PRINT USING "##### ##"; dat(posi)
                LOCATE 41, 1: COLOR 7, 0: PRINT "
                posi = posi + 1
                IF posi = 27 THEN posi = 1
            CASE 27
                EXIT DO
            CASE 13
                posi = posi + 1
                IF posi = 27 THEN posi = 1
                CASE ELSE
                    BEEP
        END SELECT
    ELSE
        tec$ = RIGHT$(tec$, 1)
        SELECT CASE tec$
            CASE CHR$(80)
                posi = posi + 1
                IF posi = 27 THEN posi = 1
            CASE CHR$(72)
                posi = posi - 1
                IF posi = 0 THEN posi = 26
        END SELECT

```

```

END IF
COLOR 0, 7: LOCATE posi + 8, 60: PRINT USING "#####.###"; dat(posi)
LOOP
IF dat(0) <> 1 THEN
  CLS
  PRINT "Guardar cambios en un archivo nuevo? (S/N)"
1 DO: answ$ = INKEY$: LOOP WHILE answ$ = ""
  SELECT CASE UCASE$(answ$)
  CASE "S"
    INPUT "Nombre del archivo"; file$
    n$ = file$
    OPEN file$ FOR OUTPUT AS 1
    FOR I = 1 TO 26
      PRINT #1, dat(I)
    NEXT I
    WIDTH 80, 25
    KEY ON
    CLOSE 1
  CASE "N"
    CLOSE 1
    WIDTH 80, 25
    KEY ON
    EXIT SUB
  CASE ELSE
    BEEP
    GOTO 1
  END SELECT
ELSE
  OPEN file$ FOR OUTPUT AS 1
  FOR I = 1 TO 26
    PRINT #1, dat(I)
  NEXT I
  CLOSE 1
  WIDTH 80, 25
  KEY ON
END IF
END SUB

SUB firstscreen
CLS
WIDTH 80, 25
LOCATE 2, 30: PRINT "======"
LOCATE 3, 30: PRINT " MODELO CIRF94 "
LOCATE 4, 30: PRINT "======"
LOCATE 5, 1: PRINT
PRINT " - El modelo conceptual hidrosalino de flujos de retorno de riego (CIRF94)"
PRINT " estima el volumen y la salinidad (sólidos disueltos totales y masa de sales)"
PRINT " de las aguas de retorno de riego."
PRINT
PRINT " - El modelo CIRF94 es una modificación del modelo CIRF (Aragüés"
PRINT " et al, 1990 Chapter 24 in Agricultural Salinity Assessment and"
PRINT " Management manual K. K. Tanji editor. ASCE Manuals and Reports"
PRINT " of Engineering Practice No. 71) modificado para incluir la ineficiencia"
PRINT " en el desplazamiento o lavado de las sales solubles del suelo"
PRINT

```



```
PRINT " - El modelo CIRF94 es un modelo orientado hacia el manejo de grandes zonas"
PRINT "   de riego que necesita 26 parámetros y/o variables de entrada "
PRINT
PRINT " - Presiona F1 para introducir las 26 variables de entrada al modelo."
DO: A$ = INKEY$: LOOP WHILE A$ = ""
END SUB
```