

# **Efectos del riego complementario sobre propiedades del suelo en sistemas de producción con siembra directa**

*Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,  
Área Ciencias del Suelo*

**Juan Pablo Giubergia**

Ingeniero Agrónomo-Facultad de Ciencias Agropecuarias - Universidad Nacional de  
Córdoba- 1998

Lugar de trabajo: INTA EEA Manfredi



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano  
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

**COMITÉ CONSEJERO**

---

Director de tesis

**Raúl S. Lavado**

Ingeniero Agrónomo - Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires  
Diplomado en Edafología y Biología Vegetal. Universidad de Granada

---

Consejero de estudios

**Carina R. Alvarez**

Ingeniera Agrónoma - Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires  
Magister Scientiae en Ciencias de Suelo - Escuela Alberto Soriano - Facultad de  
Agronomía - Universidad de Buenos Aires

**DEDICATORIA**

Al Ing. Agr. Pedro Salas, quien me incentivó siempre a seguir mis estudios de posgrado en el área de las ciencias del suelo.

A mi esposa Carolina y a mis hijos, Agustina y Santiago.

A mis padres.

## AGRADECIMIENTOS

Un especial agradecimiento a mi director de tesis, Ing. Agr. Raúl Lavado, por el tiempo dedicado y por sus constantes y valiosos aportes que hicieron posible la finalización de la tesis.

Agradezco también a mi consejera, Ing. Agr. Carina Álvarez, por los aportes realizados en la escritura de la tesis.

A los integrantes del Grupo de Recursos Naturales y Manejo de Cultivos del INTA Manfredi, en especial al Ing. Agr. Eduardo Martellotto y Geólogo Edgar Lovera, por el tiempo y constante apoyo brindado en todo el proceso de realización de la tesis.

A los integrantes del Laboratorio de Suelos del INTA Manfredi, Ing. Agr. Ariel Rampoldi, Sebastián Salas y Mariana Piras, por la ayuda brindada en las determinaciones de fertilidad química del suelo.

A los sres. Adrián Ovando, David Acevedo y César Bugliarello por la ayuda brindada en el trabajo de campo.

A los Proyectos del INTA, CORDO04-620041 y AERN 291631, por financiar la mayor parte del trabajo de tesis.

A la Escuela para Graduados Alberto Soriano de la FAUBA por el apoyo brindado.

A la Dra. Cecilia Bruno por el asesoramiento en el análisis estadístico de los datos experimentales.

A Rufino Giorgetti, Alicia Álvarez y Belén Giorgetti por el tiempo dedicado durante mis estadías en Buenos Aires.

**DECLARACIÓN**

*Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.*

-----  
Juan Pablo Giubergia

## ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1. Efecto de las aguas de riego sobre las propiedades de los suelos .....	2
1.2. Efecto de la siembra directa sobre las propiedades de los suelos .....	5
1.3. Características ambientales y agronómicas de la región .....	7
1.4. Justificación .....	8
1.5. Objetivo general .....	9
CAPÍTULO 2. SITIO Y CONDICIONES EXPERIMENTALES .....	10
2.1. Características del sitio experimental.....	11
2.2. Características del experimento .....	14
CAPÍTULO 3. SALINIZACIÓN Y SODIFICACIÓN DEL SUELO EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN CON RIEGO COMPLEMENTARIO Y SIEMBRA DIRECTA ..	22
3.1. INTRODUCCIÓN .....	23
3.1.1. Objetivos .....	25
3.1.2. Hipótesis .....	25
3.2. MATERIALES Y MÉTODOS .....	27
3.2.1. Características del experimento .....	27
3.2.2. Muestreo de suelo.....	27
3.2.3. Determinaciones .....	27
3.2.4. Análisis estadístico .....	29
3.3. RESULTADOS.....	31
3.3.1. Salinidad del suelo.....	31
3.3.2. Sodicidad del suelo.....	34
3.3.3. pH del suelo .....	35
3.3.4. Variación estacional de la salinidad, sodicidad y pH del suelo .....	38

3.4. DISCUSIÓN .....	42
3.4.1. Salinidad del suelo.....	42
3.4.2. Sodicidad del suelo.....	44
3.4.3. pH del suelo .....	47
3.4.4. Variación estacional de la salinidad, sodicidad y pH del suelo .....	48
3.5. CONCLUSIONES PARCIALES .....	50
 CAPÍTULO 4. VARIACIONES EN EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO POR EFECTO DEL RIEGO COMPLEMENTARIO EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN BAJO SIEMBRA DIRECTA .....	
4.1. INTRODUCCIÓN .....	52
4.1.1 Objetivos.....	54
4.1.2. Hipótesis .....	54
4.2. MATERIALES Y MÉTODOS .....	55
4.2.1. Características del experimento .....	55
4.2.2. Muestreo de suelo.....	55
4.2.3. Determinaciones.....	55
4.2.4. Análisis estadístico .....	56
4.3. RESULTADOS.....	58
4.3.1. Concentración actual y variación en el tiempo del carbono orgánico del suelo .....	58
4.3.2. Stock y balance de carbono orgánico del suelo .....	63
4.4. DISCUSIÓN .....	66
4.5. CONCLUSIONES PARCIALES .....	70
 CAPÍTULO 5. PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN CON RIEGO COMPLEMENTARIO Y SIEMBRA DIRECTA .....	
	71

5.1. INTRODUCCIÓN .....	72
5.1.1. Objetivos .....	74
5.1.2. Hipótesis .....	74
5.2. MATERIALES Y MÉTODOS .....	75
5.2.1. Características del experimento .....	75
5.2.2. Muestreo de suelo.....	75
5.2.3. Determinaciones.....	75
5.2.4. Análisis estadístico .....	77
5.3. RESULTADOS.....	79
5.3.1. Densidad aparente, estabilidad de agregados e infiltración.....	79
5.3.2. Relación entre propiedades físicas y químicas del suelo.....	80
5.4. DISCUSIÓN .....	85
5.5. CONCLUSIONES PARCIALES .....	89
CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES.....	90
6.1. Relevancia de la tesis .....	96
6.2. Síntesis de los logros de la tesis.....	97
6.3. Planteos a futuro.....	97
CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA .....	99
CAPÍTULO 8. APÉNDICE .....	116

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 2.1. Registros de lluvia mensual y anual en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Manfredi. Valores promedio para el período 1931-2010.....	12
Cuadro 2.2. Datos analíticos del perfil típico de la serie Oncativo. ....	13
Cuadro 2.3. Datos analíticos del agua utilizada para riego .....	14
Cuadro 2.4. Datos promedio de manejo de los cultivos del experimento.....	16
Cuadro 2.5. Rendimiento anual de cultivos (promedio período 1996-2007) para las situaciones de riego y seco. ....	16
Cuadro 3.1. Valores de salinidad, sodicidad y pH actual (año 2007) del suelo a diferentes profundidades para las situaciones riego y seco. ....	35
Cuadro 3.2. Balance hídrico estimado en la situación bajo riego en el período comprendido entre diciembre de 2006 (previo a temporada de lluvias) y setiembre de 2007 (posterior a temporada de lluvias).....	40
Cuadro 4.1. Relación entre el carbono orgánico soluble y otras variables de fertilidad química del suelo, para cada profundidad de suelo analizada.....	61
Cuadro 4.2. Stock de CO actual (2007) a diferentes profundidades para las situaciones riego y seco. ....	64
Cuadro 4.3. Aporte anual de carbono de los residuos (rastreo + raíces) para las situaciones de riego y seco. ....	65
Cuadro 5.1. Valores de densidad aparente y estabilidad de agregados actual (año 2007) del suelo a diferentes profundidades, para las situaciones riego y seco.....	79
Cuadro 5.2. Relación entre la variable estabilidad de agregados y las variables de fertilidad química del suelo, para la situaciones riego y seco.....	82

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Mapa del experimento con riego suplementario y siembra directa (vista en planta).....	15
Figura 2.2. Mapa de muestreo de suelos en cuadrícula, del experimento con riego suplementario y siembra directa (vista en planta).. .....	18
Figura 2.3. Imagen del lote experimental y equipo de riego. Se observan los cuatro sectores, dos con cultivo de soja (izquierda) y dos con cultivo de maíz (derecha), en diferentes estadios de desarrollo.....	19
Figura 2.4. Imagen del equipo de riego y dos sectores del lote experimental, con cultivos de trigo en madurez de cosecha (adelante) y maíz en crecimiento vegetativo (atrás).....	20
Figura 2.5. Imagen del equipo regando el cultivo de trigo. ....	20
Figura 2.6. Imagen del equipo regando el cultivo de maíz.....	21
Figura 3.1. Salinidad del suelo inicial (año 1996), actual (año 2007) y su variación (1996 vs 2007) en los estratos de 0-20 cm y 20-40 cm, para las situaciones riego y seco.....	32
Figura 3.2. Evolución temporal de la salinidad del suelo bajo riego en los estratos de 0-20 cm y 20-40 cm.....	34
Figura 3.3. PH del suelo inicial (año 1996), actual (año 2007) y su variación (1996 vs 2007) en los estratos de 0-20 cm y 20-40 cm, para las situaciones riego y seco.....	37
Figura 3.4. Valores de salinidad del suelo en dos momentos diferentes del año para la situación bajo riego.....	39
Figura 3.5. Valores de sodicidad del suelo en dos momentos diferentes del año para la situación bajo riego.....	39

Figura 3.6. Valores de pH del suelo en dos momentos diferentes del año para la situación bajo riego.....	40
Figura 4.1. Concentración de carbono orgánico (CO) a diferentes profundidades para los tratamientos riego y secoano.....	58
Figura 4.2. Concentración de carbono orgánico soluble en agua a diferentes profundidades para las situaciones riego y secoano. ....	60
Figura 4.3. Relación entre las variables carbono orgánico y carbono orgánico soluble en agua para el perfil de suelo hasta 80 cm de profundidad. ....	60
Figura 4.4. Concentración de CO inicial (1996), actual (2007) y su variación (1996 vs 2007) para las situaciones riego y secoano, en los estratos de 0 a 20 y 20 a 40 cm.....	62
Figura 5.1. Imágenes de la medición de infiltración de agua con anillo simple (USDA1999).....	76
Figura 5.2. Imagen del equipo utilizado para medir estabilidad de agregados por el método de Kemper y Rosenau (1986). ....	77
Figura 5.3. Infiltración del agua en el suelo para las situaciones riego y secoano. ....	80
Figura 5.4. Biplot de análisis de componentes principales para la profundidad de 0 a 10 cm.....	83
Figura 5.5. Biplot de análisis de componentes principales para la profundidad de 10 a 20 cm.....	84

**ABREVIATURAS**

AAPRESID: Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa

ACP: Análisis de componentes principales

C/N: Relación carbono – nitrógeno

CE: Conductividad eléctrica

CIC: Capacidad de intercambio catiónico

CO: Carbono orgánico

COsol: Carbono orgánico soluble en agua

CP1: Componente principal 1

CP2: Componente principal 2

CV: Coeficiente de variación

DAP: Densidad aparente

EA: Estabilidad de agregados

EEA: Estación experimental agropecuaria

ET: Evapotranspiración

INTA: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

Kc: Coeficiente de cultivo

MO: Materia orgánica

ns: No significativo

Post: Posterior a temporada de lluvias (setiembre-2007)

Pp: Precipitaciones

Pre: Previa a temporada de lluvias (diciembre-2006)

PSI: Porcentaje de sodio intercambiable

RAS: Relación de adsorción de sodio

Ri: Tratamiento riego

SAGyRR: Secretaría de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables de Córdoba

SD: Siembra directa

Sec: Tratamiento seco

USDA: Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de Norteamérica

Var: Variación

## RESUMEN

### **Efectos del riego complementario sobre propiedades del suelo en sistemas de producción con siembra directa**

La irrigación y el sistema de labranzas modifican las propiedades edáficas. El objetivo de esta tesis fue estudiar el efecto del riego complementario sobre la fertilidad química y física de un suelo manejado bajo siembra directa (SD). Sobre un experimento ubicado en el INTA Manfredi, Córdoba, se evaluaron dos tratamientos: irrigado (Ri) y secano (Sec). En 1996 (instalación experimento), se muestreó el suelo en cuadrícula. En 2007 se muestrearon sitios para determinar la evolución de la salinidad, sodicidad, pH, carbono orgánico (CO), estabilidad de agregados (EA) e infiltración. Bajo riego, se incrementó la CE al inicio del experimento y luego existió un equilibrio aparente, con variaciones, pero sin acumulación paulatina de sales en el suelo. Se observó movimiento de sales en profundidad. El PSI aumentó desde la superficie, asociado al movimiento de sales, y se incrementó el pH. En Ri hubo una tendencia al incremento de CO en el estrato superficial y una menor pérdida en el subsuperficial. En 0-20 cm, se estimó un aumento diferencial del stock de CO en Ri de 0,221 tnC/ha/año y una mayor emisión de C-CO<sub>2</sub>. La EA del horizonte superficial fue superior bajo riego, asociada con el CO y, principalmente, la CE del suelo. No hubo diferencias entre tratamientos en la infiltración del agua, indicando ausencia de asociación entre infiltración y PSI. Luego de once años se considera que el riego no está provocando una degradación de las propiedades del suelo. La salinización fue de muy baja magnitud y si bien aumentó la sodicidad, no se observó degradación de la estructura ni se afectó el ingreso de agua al suelo. El mantenimiento de los niveles de CO en la superficie, el mayor aporte de residuos de cultivos y actividad biológica en el suelo irrigado, explicarían estos resultados.

**Palabras Clave:** riego complementario, siembra directa, salinidad, sodicidad, carbono orgánico del suelo, estabilidad estructural, infiltración.

**ABSTRACT****Complementary irrigation effects on soil properties in zero tillage systems**

Irrigation and tillage modify soil properties. The objective of this thesis was to study the simultaneous irrigation and zero tillage (ZT) effect on soil chemical and physical fertility. Two treatments were evaluated on an experiment set up in INTA Manfredi, Cordoba: irrigation (Ri) and dryland (Sec). In 1996 (date of installation), a soil grid was sampled. In 2007 sites were selected and sampled for the determination of soil salinity, sodicity, pH, organic carbon (OC), aggregates stability (AS) and infiltration evolution. At the beginning of the experiment EC increased under irrigation, and later there was an apparent balance, with variations, but without soil salts gradual buildup. Salts movement in depth was observed. ESP increased from the surface, associated with salts movement, and pH increased. There was a tendency to OC increase in the surface layer in Ri, and a smaller loss in the subsurface. A differential increase in OC stock of 0,221 tnC/ha/year in 0-20 cm depth, and higher C-CO<sub>2</sub> emission was estimated, under Ri treatment. The AS of the surface horizon was higher under irrigation, associated with OC and, above all, soil EC. There was no difference between treatments in water infiltration, indicating lack of association between infiltration and ESP. Irrigation is not causing soil properties degradation after eleven years. The observed salinization was low in magnitude and although sodicity increased, it did not affect the soil structure or soil water infiltration. The maintenance of OC levels in the soil surface, the greater intake of crops residues and biological activity in the irrigated soil, would explain these results.

**Keywords:** complementary irrigation, zero tillage, salinity, sodicity, soil organic carbon, structural stability, infiltration.

## **CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN**

El uso de aguas de riego que contienen sales sódicas puede alterar negativamente la fertilidad del suelo, a través de cambios en sus propiedades físicas, químicas y biológicas. La magnitud de estos procesos dependerá de las condiciones edafo-climáticas (*e.g.* régimen de lluvias y temperatura, textura y materia orgánica del suelo), el manejo del riego (*e.g.* calidad de agua, volumen y frecuencia de riego) y el sistema de manejo de suelos y cultivos (*e.g.* labranzas, rotaciones de cultivos, fertilización) (Oster y Shaimberg 2001). Los trabajos de investigación en este tema se han realizado en su mayor parte en regiones áridas, donde el agua de riego es el principal aporte para el crecimiento de los cultivos y, generalmente, se trata de aguas con altos contenidos de sales y sodio. Por el contrario, la información sobre sistemas productivos donde el riego es complementario de las lluvias, es menos frecuente. La extrapolación de información de una zona con riego total a otra con riego complementario resulta muy poco confiable. Entre otras cosas porque en el último caso la ocurrencia de precipitaciones importantes en alguna época del año determina, con seguridad, condiciones particulares en la dinámica de salinización y sodificación de los suelos (Buckland et al., 2002; Pilatti et al., 2006).

### **1.1. Efecto de las aguas de riego sobre las propiedades de los suelos**

Uno de los procesos de degradación que se produce bajo riego es la sodificación y alcalinización del suelo. El mismo consiste en el reemplazo de cationes como el calcio por el sodio en el complejo de intercambio del suelo, incrementándose el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) y, aunque no en forma lineal, el pH del suelo. Este fenómeno está fuertemente relacionado con el contenido de sodio en relación al calcio y magnesio del agua de riego y tiene, generalmente, un efecto negativo sobre algunas propiedades físicas relacionadas con la agregación de las partículas. En ese sentido, se reportan dos

mecanismos principales por los cuales se perturba la agregación: (i) dispersión de las arcillas, seguida por un bloqueo de los poros conductores de agua al alojarse en ellos las partículas dispersas (Frenkel et al., 1978; Suarez et al., 1984) e (ii) hinchamiento de las arcillas provocando una reducción en el diámetro de los poros (Pupisky y Shaimberg 1979). Como consecuencia de estos fenómenos, las propiedades de transmisión del agua como la conductividad hidráulica y la infiltración son afectadas negativamente en suelos sodificados (Agassi et al., 1981; Agassi et al., 1985; Crescimanno et al., 1995; Wienhold y Trooien 1998).

El Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos (1973) estableció un valor de 15 como PSI crítico, a partir del cual tendrían lugar los procesos de dispersión. Sin embargo, algunos autores han determinado que en distintos suelos existe el riesgo de degradación de sus propiedades físicas aún con valores medios y bajos de PSI, particularmente cuando la concentración salina de la solución del suelo es baja (Northkote y Skene 1972; Mc Intyre 1979; Rengasamy et al., 1984; Agassi et al., 1985; Crescimanno et al., 1995). Estas bajas concentraciones salinas se producen por el uso de aguas de riego con bajo contenido de sales o por la ocurrencia de lluvias intensas en alguna época del año, que provocan la dilución y lixiviación de las sales hacia horizontes subsuperficiales.

A nivel regional la información existente es escasa. Las condiciones climáticas determinan que la aplicación del riego sea en forma complementaria a las lluvias y se utilizan aguas con contenidos variables de sodio, pero que en general coinciden en su baja concentración salina. Esto incrementa el riesgo de degradación física del suelo, como lo mostraron hace años Lavado (1977) y Cerana (1980), quienes determinaron aumentos del PSI y disminución de la percolación del agua en suelos de la región pampeana semiárida. Investigaciones más recientes en la región pampeana húmeda y

subhúmeda, indicaron también incrementos del PSI y disminución de la conductividad hidráulica del horizonte superficial en lotes regados con aguas zonales. Estas aguas poseían predominio de iones bicarbonato y sodio entre sus componentes y baja concentración salina (Andriulo et al., 1998; Peinemann et al., 1998; Pilatti et al., 2006). También se encontró que valores de PSI muy bajos afectan las propiedades hídricas de suelos sódicos no irrigados (Taboada et al., 1988)

La sodificación y alcalinización tienen también un efecto de dispersión sobre la materia orgánica (MO) del suelo. Uno de los procesos que ocurre es la formación o liberación de la denominada materia orgánica soluble, que corresponde a la fracción potencialmente móvil que puede perderse por lixiviación. Este tema ha sido estudiado mediante ensayos bajo condiciones controladas en laboratorio (Kalbitz et al., 2000; Oste et al., 2002). Asimismo, en condiciones distintas a la planteada por la presente tesis, los mecanismos involucrados en la dispersión de la MO han sido estudiados en los suelos alcalinos sódicos de la Pampa Deprimida (Lavado et al., 1982; Taboada et al., 1987; Lavado y Alconada 1994; Peinemann et al., 2005). En estos suelos se encontró que el grado de polimerización de la MO es bajo; hay predominio de ácidos fúlvicos, que se dispersan rápidamente en el agua. Por otro lado, la relación MO soluble en agua/MO total de los suelos se incrementa de 5 a 8 veces en la medida que el pH del suelo varía de 5,5 a 9,2. Debido a la alta solubilidad de la MO en estos suelos, se reduce el tenor de materia orgánica químicamente estabilizada (Lavado 2006). Una consecuencia de estos fenómenos se manifiesta sobre su comportamiento físico, al ser la MO un componente central en la agregación y estabilidad estructural. Otro problema emergente de la sodicidad se refiere no sólo a la pérdida de calidad estructural, sino al efecto del agregado de MO para mejorar los problemas estructurales del suelo. En ese sentido, algunos experimentos han demostrado que incrementos de la MO por encima de ciertos

niveles puede mitigar el efecto negativo de la sodificación (Barzegar et al., 1997; Shaimberg et al., 2001; Pilatti et al., 2006). Otros, en cambio, muestran que bajo ciertas condiciones de sodicidad, la MO sola no es suficiente para mejorar la agregación del suelo (Lavado y Alconada 1994).

## **1.2. Efecto de la siembra directa sobre las propiedades de los suelos**

Numerosos estudios han mostrado que el uso de técnicas como la siembra directa (SD) produce en el largo plazo una transformación del ambiente edáfico (Arshad 1999; Arshad et al., 1999; Hernanz et al., 2002) El principal componente del suelo afectado es la MO y las propiedades físicas y químicas relacionadas con la misma. En estos sistemas, el aporte de residuos de cosecha de alta relación C/N que permanecen en superficie y la no remoción del suelo determinan, en general, un aumento del contenido de MO en los primeros centímetros del suelo, mostrando una estratificación de la misma con la profundidad (Unger 1991; Potter et al., 1997; Álvarez et al., 1995; Buschiazzo et al., 1998; Díaz Zorita et al., 2002). Como es conocido, la MO tiene un rol fundamental en el proceso de agregación del suelo, las características de la porosidad y el movimiento del agua.

En la jerarquía de agregación del suelo los encargados de la estabilización de los agregados son distintos agentes orgánicos. Por un lado, los macroagregados se estabilizan por compuestos orgánicos más jóvenes, menos degradados (raicillas, hifas de hongos y polisacáridos) que implican uniones internas débiles y alta sensibilidad a las prácticas de manejo del suelo. Por el otro, los microagregados se estabilizan por compuestos aromáticos más estables, humificados, que generan uniones internas muy resistentes a las prácticas de manejo (Tisdall y Oades 1982; Oades 1984; Oades y Waters 1991). En SD la no remoción del suelo produce una más lenta descomposición

de las fracciones orgánicas encargadas de la estabilización de los macroagregados, con lo cual estos incrementarían su estabilidad y actuarían como lugar de formación de microagregados y reservorio de carbono orgánico (CO), favoreciendo al incremento de MO del suelo (Six et al., 1999). A nivel regional, esta mayor estabilidad en los agregados bajo SD ha sido también reportada para varios tipos de suelos en la región de la Pampa húmeda y subhúmeda (Buschiazzo et al., 1998; Micucci y Taboada 2006).

Otras características edáficas que pueden ser afectadas por la SD son la cantidad y tamaño de poros y las propiedades de transmisión del agua, como la infiltración y la conductividad hidráulica. En general se ha medido una disminución de la porosidad total en la capa superficial de suelo asociada con pérdidas de poros de mayor tamaño (macroporos). Esto ha sido atribuido a la no remoción del suelo, al tráfico repetido de maquinarias y la textura del suelo (Chang y Lindwall 1992; Buschiazzo et al., 1998; Sasal et al., 2006). Respecto al efecto de la textura, los suelos limosos serían los más afectados debido a la ausencia de procesos de autoregeneración de la estructura por ciclos de humedecimiento y secado, característicos de suelos más arcillosos ricos en montmorillonita (Taboada et al., 1998). Sin embargo, se ha encontrado en experimentos de largo plazo que los procesos de pérdida de porosidad podrían revertirse debido al efecto de una mayor acumulación de MO y a la actividad de la macrofauna bajo SD (Vorhees y Lindstrom 1984; Álvarez et al., 1995; Thomas et al., 1996).

En relación al movimiento del agua, hay coincidencias que en los suelos bajo SD se incrementaría la conductividad hidráulica en las capas superficiales y la infiltración. Esto estaría asociado principalmente al aumento en la estabilidad de los agregados (EA) y formación de macroporos también más estables y menos tortuosos en el largo plazo (Azooz et al., 1996; Arshad et al., 1999; Lado et al., 2004). Por el contrario, algunos estudios más recientes a nivel local han mostrado disminución de los valores de

infiltración bajo SD. Esto fue asociado, principalmente, a suelos con alto contenido de la fracción limo. En estos se ha observado en la capa superficial una estructura laminar y orientación preferencialmente horizontal de los poros, que afecta la entrada de agua al suelo (Sasal et al., 2006; Alvarez et al., 2009). Si bien la explicación de este fenómeno no es totalmente clara, estaría relacionado con el tráfico repetido de maquinarias, no remoción del suelo y secuencias de cultivos que aportan bajos volúmenes de rastrojo en superficie (Sasal et al., 2006; Alvarez et al., 2009).

### **1.3. Características ambientales y agronómicas de la región**

La región central de Córdoba se caracteriza por su condición climática de semiaridez con marcada variabilidad mensual y anual de las precipitaciones, y por una condición edáfica con predominio de suelos de textura franco limosa (68- 70% de limo), moderadamente provistos de MO y, por lo tanto, con débil estructura y alta susceptibilidad a la degradación de sus propiedades físicas por prácticas de manejo inadecuadas (Lovera et al., 1993).

En los sistemas de producción regionales en condiciones de secano, han ocurrido cambios importantes en el uso de la tierra dedicada a agricultura durante los últimos treinta años. Hubo un notable avance de la agricultura sobre áreas ocupadas anteriormente por la ganadería. Esta agriculturización se caracterizó inicialmente por el uso de sistemas convencionales de labranzas, con remoción del suelo y escasa o nula permanencia de rastrojos en superficie y, desde principios de la década del 80, por un creciente predominio de soja en reemplazo de otros cultivos como sorgo, maíz, girasol y maní. Como consecuencia de este manejo se produjo la degradación del recurso suelo, principalmente por la pérdida de MO, y nutrientes como nitrógeno y fósforo, disminución de la EA e incremento del escurrimiento superficial (Salas et al., 2006). A

principios de la década del 90, los sistemas de labranzas fueron evolucionando hacia los llamados “conservacionistas”, dentro de los cuales el sistema de SD es el de mayor adopción (AAPRESID 2010).

Por otro lado, el riego es una técnica cuya adopción en la región comenzó a ser significativa desde principios de la década del 90. Según estimaciones realizadas por el Grupo Mapa de Suelos del INTA Manfredi y la SAGyRR de la provincia de Córdoba en el año 1995, se determinó un área potencial con aptitud de suelos y disponibilidad de agua subterránea para riego de aproximadamente 1.500.000 hectáreas en la provincia. La superficie bajo riego complementario relevada al año 2009 era de 106.545 hectáreas, principalmente con sistemas de riego presurizados (e.g. pivote central, avance frontal y cañón regador) sistemas que representan más del 90% del área regada con cultivos extensivos en la provincia (Rampoldi et al., 2010).

#### **1.4. Justificación**

La viabilidad del uso, manejo y conservación del recurso suelo en regiones semiáridas manejados bajo SD y con riego complementario, depende de la disponibilidad de información cuantitativa y cualitativa de los procesos que afectan al medio edáfico. Los experimentos que hayan estudiado los efectos de la aplicación de riego complementario en suelos manejados bajo SD, son escasos. Los antecedentes indicados precedentemente muestran en general, un probable efecto opuesto entre ambas técnicas de manejo sobre algunas propiedades del suelo. Además, un factor común en los estudios de la respuesta del suelo a sodicidad y salinidad, tanto en el exterior como localmente, es que la mayoría de ellos han sido realizados en laboratorio. Estos métodos no siempre reflejan las condiciones que usualmente ocurren a campo, por lo que su utilidad es limitada para predecir procesos de degradación en los ambientes

donde se ubican las áreas productivas (Oster y Shaimberg 2001). Por ello la presente Tesis apunta a contribuir al conocimiento del efecto del riego complementario sobre las propiedades de fertilidad química y física de un suelo manejado bajo SD, a partir de un experimento de campo con una relativa antigüedad.

### **1.5. Objetivo general**

Responder a la pregunta ¿Cómo responderán las propiedades físicas y químicas de un suelo con predominio de limo bajo siembra directa y simultáneamente bajo riego complementario, por un período de once años consecutivos?

## **CAPÍTULO 2. SITIO Y CONDICIONES EXPERIMENTALES**

## 2.1. Características del sitio experimental

La presente tesis se realizó sobre un experimento de larga duración que se lleva adelante en la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Manfredi del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). La EEA está ubicada en el centro de la provincia de Córdoba (Lat. 31,6° S, Long. 63,7° O, Alt. 292 m.). El clima es templado y semiárido (Jarsun et al., 1987). La temperatura media del mes más cálido (enero) es de 23,5° C y la del mes más frío (julio) 9,6° C (período 1964-2005). La precipitación media anual es de 757 mm (período 1931-2010) y presenta un régimen monzónico, con el 80% de las lluvias concentradas en el semestre octubre-marzo (Cuadro 2.1) (Lovera, datos no publ.). Sin embargo, existe más del 50% de probabilidad de déficit hídrico en todos los meses del año (Lovera et al., 1993).

El suelo específico del lote experimental corresponde a la serie Oncativo (Haplustol éntico, familia limosa gruesa, mixta, térmica) de textura franco limosa en todo el perfil (Cuadro 2.2). La serie Oncativo, junto a otras de características taxonómicas similares, es la que mayor superficie ocupa en el área de estudio, representando más de un millón de hectáreas (Jarsun et al., 1987). El agua para riego es de origen subterráneo y se considera un agua con características promedio para la región (Cuadro 2.3). La perforación tiene 125 m de profundidad, con las dos primeras napas selladas y el agua se extrae desde la 3°, 4° y 5° napa, con un caudal máximo de 140 m<sup>3</sup> /h. La profundidad promedio de la freática es de 8 m, con una fluctuación de  $\pm 1$  m (Lovera, com. Pers.). De acuerdo a la guía de interpretación de calidad de agua para riego propuesta por Ayers y Westcot (1989), el agua utilizada se considera con moderada restricción por riesgo de salinización y moderada restricción por riesgo de impermeabilización del suelo.

Cuadro 2.1. Registros de lluvia mensual y anual en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Manfredi. Valores promedio para el período 1931-2010.

Mes	Lluvias –mm-		
	Media	Máximo	Mínimo
Enero	119	312	17
Febrero	96	361	17
Marzo	102	293	20
Abril	56	167	1
Mayo	23	94	0
Junio	10	74	0
Julio	12	106	0
Agosto	11	69	0
Septiembre	35	174	0
Octubre	73	269	4
Noviembre	100	260	17
Diciembre	121	362	0
Total	757	1233	439

Cuadro 2.2. Datos analíticos del perfil típico de la serie Oncativo.

Propiedades y características del suelo	Horizontes		
	A1	AC	Ck
Profundidad (cm)	0-23	23-53	53 a +
Materia orgánica (%)	1,90	0,96	-
Nitrógeno total (%)	0,122	0,096	-
Relación C/N	9,0	6,2	-
Arcilla (%)	16,7	12,2	10,2
Limo (%)	68,7	71,1	71,9
Arena m. fina (%) 50-100 $\mu$	15,4	15,0	15,0
Arena fina (%) 100-250 $\mu$	0,8	1,0	0,6
Arena media (%) 250-500 $\mu$	0,10	0,05	0,05
Arena gruesa (%) 500-1000 $\mu$	0,20	0,05	0,10
Arena m. gruesa (%) 1-2 mm	-	-	-
Textura	franco limosa	franco limosa	franco limosa
Calcáreo, CaCO <sub>3</sub> (%)	-	-	4,69
pH en pasta	6,2	7,0	8,2
pH en agua (1:2.5)	6,4	7,1	8,3
Calcio intercambio (m.e./100 g)	9,2	10,4	-
Magnesio intercambio (m.e./100 g)	1,1	1,5	-
Sodio intercambio (m.e./100 g)	0,2	0,1	0,4
Potasio intercambio (m.e./100 g)	2,8	1,7	0,7
H <sup>+</sup> intercambio (m.e./100 g)	1,5	0,5	-
Sodio(% del valor T)	1,2	0,6	2,9
Suma de bases (S) (m.e./100 g)	13,9	13,6	-
Cap. de intercambio cat. (T) (m.e./100 g)	15,6	14,2	13,7
Saturación con bases (S/T) (%)	89	96	-

Datos tomados de Carta de suelos de la República Argentina, Hoja 3163-32 – Oncativo.

Cuadro 2.3. Datos analíticos del agua utilizada para riego

Características	
Conductividad eléctrica (dS/m)	1,07
Sales totales (mg/l)	683
Sulfatos (mg/l)	293
Cloruros (mg/l)	69
Bicarbonatos (mg/l)	189
Carbonatos (mg/l)	no contiene
Calcio (mg/l)	34
Magnesio (mg/l)	11
Sodio (mg/l)	195
RAS	7,5
RAS ajustado (Ayers y Westcot 1989)	7,9

Datos tomados del Laboratorio de suelos y aguas, EEA INTA Manfredi.

## 2.2. Características del experimento

El experimento se inició en el año 1996 y se conduce desde esa época en SD con dos secuencias bianuales de cultivos: 1) trigo/maíz de segunda época– soja y 2) trigo/soja de segunda época– maíz. El riego se realiza con un equipo de aspersión, tipo pivote central, que abarca una superficie circular de aproximadamente 28 hectáreas. Esto es el tratamiento irrigado (Ri). El lote es de 40 hectáreas, por lo que queda una superficie de 12 hectáreas no irrigada que recibe un manejo similar al área bajo riego y que se considera el tratamiento secano (Sec). El lote fue dividido en cuatro parcelas o sectores de aproximadamente 10 hectáreas cada uno. Cada secuencia de cultivos fue asignada a dos sectores, tanto en riego como en secano (Figura 2.1).

Anualmente se fertilizan todos los cultivos: soja con fertilizantes fosforados y trigo y maíz con fertilizantes fosforados y nitrogenados. Como fertilizante fosforado se utiliza fosfato mono o di-amónico aplicado a la siembra, mientras que el nitrógeno se aplica como UAN inyectado con fertirriego y fraccionado en dos aplicaciones. Los

momentos y láminas de riego para cada cultivo se deciden en función de un balance hídrico que tiene en cuenta la reserva de agua útil acumulada en el perfil de suelo explorado por las raíces, el umbral de riego para cada cultivo, la salida de agua del suelo por evapotranspiración del cultivo y los ingresos de agua al suelo por precipitación efectiva. Detalles del manejo por cultivo se presentan en el Cuadro 2.4. La cosecha de los cultivos se realiza en forma mecánica con cosechadora autopropulsada equipada con monitor de rendimiento. El rendimiento promedio para cada cultivo durante el período analizado se presenta en el Cuadro 2.5. En general se observaron incrementos de rendimiento por el riego para todos los cultivos, del orden de 100%, 40% y 25% para los cultivos de trigo, maíz y soja respectivamente.

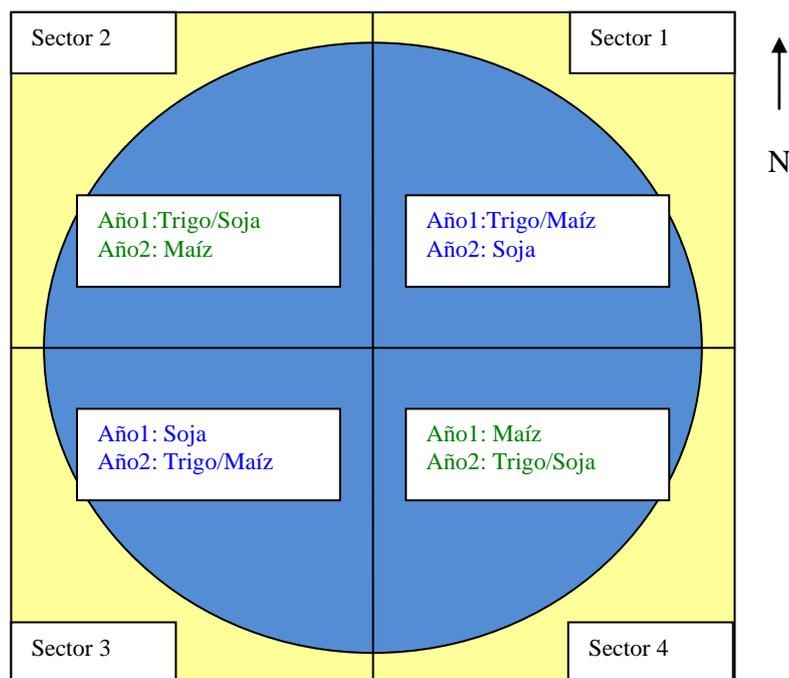


Figura 2.1. Mapa del experimento con riego suplementario y siembra directa (vista en planta). Área en color celeste= Tratamiento irrigado (Ri). Área en color amarillo= Tratamiento secano (Sec).

Cuadro 2.4. Datos promedio de manejo de los cultivos del experimento.

Cultivos		Secuencia 1			Secuencia 2		
		Trigo	Maíz de 2 <sup>a</sup>	Soja	Trigo	Soja de 2 <sup>a</sup>	Maíz
Fecha de siembra		20/6	15/12	25/10	20/06	15/12	30/09
Fecha de cosecha		01/12	01/05	25/03	01/12	01/05	10/03
Fertilización:							
Dosis N (kg/ha/año)	Ri	100	130	12	120	12	130
	Sec	60	80	12	70	12	80
Dosis P (kg/ha/año)	Ri	17	16	14	17	14	18
	Sec	17	16	14	17	14	18
Riego (mm/año)		207	119	127	207	98	152

Cuadro 2.5. Rendimiento anual de cultivos (promedio período 1996-2007) para las situaciones de riego y secano.

	Cultivo	Rendimiento de grano (tn/ha/año)	
		Riego	Secano
Secuencia 1	Trigo	5,00	2,23
	Maíz de 2 <sup>a</sup>	8,74	6,21
	Soja de 1 <sup>a</sup>	3,98	3,00
Secuencia 2	Trigo	4,67	2,04
	Soja de 2 <sup>a</sup>	2,94	2,51
	Maíz de 1 <sup>a</sup>	11,74	8,53

Cuando se instaló el experimento en 1996, el grupo de trabajo de la EEA INTA Manfredi realizó un muestreo de suelo en la totalidad del lote experimental. Para ello se trazó una cuadrícula de 60 metros de lado, con la que se obtuvieron 106 sitios de muestreo que fueron geoposicionados (ver puntos en color negro – Figura 2.2). De cada

sitio se tomó una muestra compuesta de cuatro submuestras a las profundidades de 0 a 20 cm y 20 a 40 cm, y se obtuvieron los valores de CO (por el método de Walkley y Black -Nelson y Sommers 1982-), conductividad eléctrica (CE) (relación suelo:agua de 1:2,5 por el método de conductimetría) y pH (relación suelo:agua de 1:2,5 por el método de potenciometría). Es importante destacar que cuando se realizó el muestro inicial en el mes de octubre de 1996, la mitad del área correspondiente al tratamiento Ri había recibido una lámina de riego de 160 mm, debido a que estaba sembrada con trigo. Mientras, la otra mitad del tratamiento Ri se había regado con una lámina de entre 30 y 50 mm para realizar la siembra de los cultivos estivales (soja y maíz). Este hecho adquiere relevancia para el posterior análisis de los resultados obtenidos. Para responder al objetivo general planteado en la presente tesis, en el año 2007 se seleccionaron algunos sitios de muestreo a partir de la cuadrícula inicial y se determinó el estado de la fertilidad del suelo luego de once años de riego (ver área en color verde - Figura 2.2). Los detalles del muestreo de suelo realizado en 2007 se reportan en los capítulos específicos de la tesis.

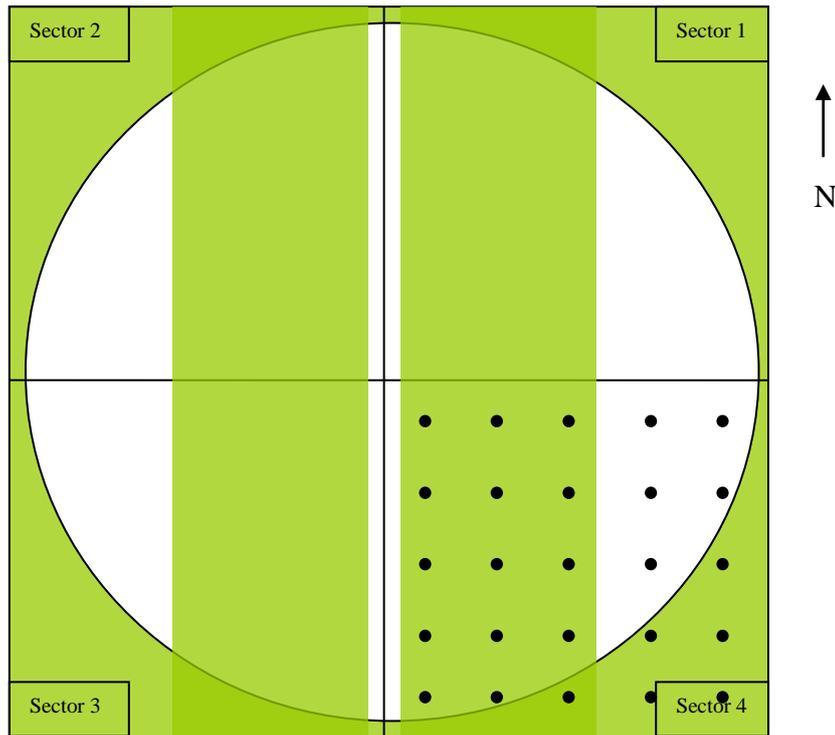


Figura 2.2. Mapa de muestreo de suelos en cuadrícula, del experimento con riego suplementario y siembra directa (vista en planta). Los puntos en color negro corresponden a la cuadrícula realizada en el año 1996 (como ejemplo, sólo se grafican los puntos del sector 4). El área en color verde corresponde a la zona de muestreo seleccionada en el año 2007.

Si bien en el lote experimental se llevan adelante dos rotaciones de cultivos, durante la presente tesis no se analiza el efecto de las secuencias, sino sólo el efecto de los tratamientos Ri y Sec. Esto es debido a que ambas secuencias se componen de las mismas especies, diferenciándose únicamente por el orden de cultivo (Figura 2.1). Además, la aplicación de agua de riego (226 mm y 228 mm anuales para las secuencias 1 y 2 respectivamente) y los rendimientos promedio en Ri (8,9 vs 9,7 tn/ha/año), medidos en ambas secuencias, fueron similares. Algo semejante ocurrió en el tratamiento Sec (Cuadros 2.4 y 2.5). Los aportes de sales y sodio por el riego y de residuos de cultivos, serían también análogos, por lo que no se esperarían diferencias en las propiedades de fertilidad de suelo medidas, debido al factor secuencia de cultivos.

Otro aspecto a tener en cuenta es que para el análisis estadístico de los resultados se tomó a cada sector del lote experimental (ver Figura 2.1) como un bloque (*i.e.* 4 bloques). Esto es por las características particulares de relieve del lote. Se conoce que el sector 4 corresponde a una zona más baja, el sector 2 a una más alta y los sectores 1 y 3 a zonas de altitud intermedia. De hecho, los valores de CO medidos en la cuadrícula al inicio del experimento (año 1996) tienen una alta relación con su ubicación en el lote, es decir mayores valores de CO en el bajo y menores valores en la zona alta del lote.

Las Figuras 2.3 a 2.6, muestran imágenes del experimento en diferentes momentos del ciclo de los cultivos y desde diferentes perspectivas.



Figura 2.3. Imagen del lote experimental y equipo de riego. Se observan los cuatro sectores, dos con cultivo de soja (izquierda) y dos con cultivo de maíz (derecha), en diferentes estadios de desarrollo.



Figura 2.4. Imagen del equipo de riego y dos sectores del lote experimental, con cultivos de trigo en madurez de cosecha (adelante) y maíz en crecimiento vegetativo (atrás).



Figura 2.5. Imagen del equipo regando el cultivo de trigo.



Figura 2.6. Imagen del equipo regando el cultivo de maíz.

**CAPÍTULO 3. SALINIZACIÓN Y SODIFICACIÓN DEL SUELO EN  
SISTEMAS DE PRODUCCIÓN CON RIEGO COMPLEMENTARIO Y  
SIEMBRA DIRECTA**

### 3.1. INTRODUCCIÓN

El fenómeno de salinización de suelos por aplicación de riego es ampliamente conocido (Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos 1973; Bresler et al., 1982). La dinámica de salinización del suelo y la concentración final de las sales dependen de varios factores. Entre ellos se destacan la cantidad y calidad del agua de riego aplicada, las características edáficas del sitio (*i.e* textura de suelo, drenaje), el cultivo y su manejo y, principalmente, la evolución de las condiciones climáticas, como temperatura y ocurrencia de lluvias (Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos 1973; Gupta et al., 1990; Wienhold y Trooien 1995; Costa 2000; Tedeschi y Dell'Aquila 2005).

Los flujos de aguas de riego y/o de lluvia son uno de los factores determinantes del movimiento de las sales de los suelos. El agua de riego aporta sales a la superficie del suelo y luego estas sales pueden ser transportadas a través del perfil (Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos 1973). Para que este movimiento ocurra se debe producir un balance hídrico positivo. Es decir, las entradas de agua al sistema ocurridas por riegos en exceso (riegos de lavado) o lluvias importantes en cantidad y/o intensidad durante el ciclo del cultivo o, particularmente, en los períodos de barbecho, superan a las salidas de agua del sistema ocurridas por evapotranspiración de los cultivos (Tedeschi y Dell'Aquila 2005; Lavado 2009).

A diferencia de la acumulación de sales, la sodificación y alcalinización del suelo bajo riego es un proceso que consiste en el reemplazo de distintos cationes adsorbidos en el complejo de intercambio, por sodio. De esa manera aumenta el PSI y, aunque no en forma lineal, el pH del suelo (Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos 1973; Gupta et al., 1990). Este fenómeno está fuertemente relacionado con el contenido de sodio en relación al calcio y magnesio del agua de riego, con la cantidad de agua de riego aplicada y con las condiciones edafoclimáticas del sitio (Lavado 1977;

Wienhold y Trooien 1995; Peinemann et al., 1998; Pilatti et al., 2004; Nunes et al., 2007).

Los trabajos de investigación en este tema se han realizado en su mayor parte en regiones áridas, donde el agua de riego es el principal aporte para el crecimiento de los cultivos y, generalmente, se trata de aguas con altos contenidos de sales y sodio. Por el contrario, la información sobre sistemas productivos donde el riego es complementario de las lluvias, es significativamente menor. En los lotes irrigados de las regiones semiárida y subhúmeda pampeanas, el riego constituye generalmente entre el 10 y el 30% del total de agua recibida por los cultivos, siendo el porcentaje restante proveniente del agua de lluvia. No obstante la baja relación agua de riego/agua de lluvias, existe el riesgo de un impacto negativo en el mediano a largo plazo sobre los suelos (Lavado 2009). Esto se debe a que la mayoría de las aguas que se utilizan para riego en la región se caracterizan por el predominio de iones bicarbonato y sodio entre sus sales presentes, cosa que no ocurre en otras áreas irrigadas, como por ejemplo Nebraska, EE.UU (Peinemann et al., 1998; Lavado 2009).

Gran parte de las experiencias realizadas en la región se han desarrollado en condiciones controladas (columnas, por ejemplo) o a campo en sistemas de producción convencional. Ellas han demostrado, en general, incrementos acotados en la salinidad del suelo bajo riego y paralelamente un movimiento de parte de las sales hacia los horizontes más profundos del perfil. Esto es favorecido por la ocurrencia de lluvias y la ausencia de limitantes al drenaje del agua en el suelo (Lavado 1977; Vázquez et al., 2008). También, se informaron variaciones estacionales de la salinidad relacionadas con la alternancia de riego y lluvias intensas (Costa 2000). En los trabajos de campo más prolongados (por ej. Andriulo et al., 1998) se observó hasta el presente que la salinidad de los suelos de la región se mantiene en niveles que no son limitantes para la

producción de los cultivos (Maas 1986; Katerji et al., 2003). Contrariamente, se indicaron incrementos importantes en la sodicidad del suelo, acompañado por un incremento del pH (Andriulo et al., 1998; Peinemann et al., 1998; Vázquez et al., 2008), y un movimiento del sodio hacia horizontes más profundos favorecido por las condiciones edafoclimáticas de la región (Lavado 1977; Pilatti et al., 2004; Génova 2005).

Si bien en los últimos años se registra un creciente número de trabajos de investigación sobre el efecto del riego complementario en los suelos, la mayor parte se ha realizado en las zonas centro y sur de la región pampeana (*i.e.* las provincias de Santa Fe y Buenos Aires). En cambio, existe un vacío de información en el efecto del riego complementario en la zona norte de la región. En esta área los suelos son limosos y la evapotranspiración más elevada. Por ese motivo se lleva a cabo la presente tesis, en un suelo típico de la región, bajo el sistema de producción predominante (*i.e.* siembra directa) y con irrigación complementaria por más de una década.

### **3.1.1. Objetivos**

1. Cuantificar cambios en la salinidad, sodicidad y alcalinidad del suelo a raíz de la aplicación de riego complementario, en sistemas de producción bajo siembra directa.
2. Determinar la variación estacional de la salinidad, sodicidad y alcalinidad del suelo, en función de la alternancia de lluvias y riego complementario.

### **3.1.2. Hipótesis**

1. En las condiciones ambientales y agronómicas estudiadas, la aplicación de riego complementario conduce a procesos de salinización, sodificación y

alcalinización del suelo, pero cada uno de ellos se desarrolla en diferentes rangos y velocidades.

2. Existe una razonable relación entre variación en la salinidad y sodicidad del suelo y la alternancia de lluvias y riego complementario.

## **3.2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **3.2.1. Características del experimento**

Los detalles generales del experimento se refieren en el Capítulo 2.

### **3.2.2. Muestreo de suelo**

Para responder al primer objetivo planteado se tomaron muestras siguiendo la cuadrícula inicial, para lo cual se seleccionaron 78 puntos de la cuadrícula, 56 bajo riego y 22 en seco, en los cuatro sectores del lote experimental (ver Figura 2.2- Capítulo 2). En cada punto se extrajo una muestra disturbada de suelo, compuesta por 15 submuestras a las profundidades de 0 a 10 cm, 10 a 20 cm, 20 a 40 cm y 40 a 80 cm. Las muestras se tomaron durante el invierno y primavera del año 2007, posterior a la cosecha de los cultivos de verano, tanto en condiciones bajo riego como en seco. Para responder al objetivo 2 se realizó, además, un muestreo durante la primavera del año 2006 únicamente en las parcelas con cultivo de trigo bajo el tratamiento Ri (*i.e.* 14 puntos seleccionados de la cuadrícula en los sectores 3 y 4 del lote experimental), posterior a la cosecha del cultivo, también a las profundidades de 0 a 10 cm, 10 a 20 cm, 20 a 40 cm y 40 a 80 cm. Las muestras tomadas en 2007 representan la situación del suelo posterior a la temporada de lluvias (tratamiento Post), mientras que las tomadas en 2006 caracterizan la situación del suelo previo a la temporada de lluvias (tratamiento Pre).

### **3.2.3. Determinaciones**

En las muestras de suelo tomadas en 2006 y 2007 se determinó:

-Capacidad de intercambio catiónico (CIC) por el método de saturación con acetato de amonio 1N pH 7 y posterior desplazamiento con NaCl (Chapman 1965).

-Cationes intercambiables. Ca y Mg por complejometría. Na y K por fotometría de llama (Thomas 1982).

-Porcentaje de sodio intercambiable utilizando la fórmula  $PSI = (Na/CIC) * 100$ .

-pH (relación suelo:agua de 1:2,5) por potenciometría.

-Conductividad eléctrica (relación suelo:agua de 1:2,5) por conductimetría.

Para responder al primer objetivo del presente capítulo, los resultados de las determinaciones se analizaron de dos maneras diferentes. Por un lado se realizó un análisis comparando los valores actuales (2007) de las variables CIC, cationes intercambiables, PSI, pH y CE en los tratamientos riego y seco. Por otro lado, se analizó la evolución temporal (1996 – 2007) para cada determinación que coincidió en las dos épocas de muestreo (*i.e.* pH y CE).

Para responder al objetivo 2, se analizó la variación estacional (previo y posterior a la temporada de lluvias) de las variables pH, CE y PSI. Además, se realizó un balance hídrico durante el período comprendido entre diciembre de 2006 (previo a temporada de lluvias) y setiembre de 2007 (posterior a temporada de lluvias). El objetivo del balance fue estimar el posible flujo de agua hacia la profundidad del perfil. Para ello se estimaron las entradas y salidas de agua del sistema, tanto durante el período de cultivo como en el período de barbecho. Luego el balance hídrico se calculó como la diferencia entre las entradas y salidas de agua. Las entradas o aportes de agua se calcularon como la sumatoria de los riegos aplicados y las precipitaciones diarias ocurridas. Cuando las precipitaciones fueron mayores a 15 mm/día se corrigieron según la fórmula:

$$Pp \text{ efectiva} = 2,43 * pp^{0,667} \text{ (Dardanelli et al., 1994).}$$

Las salidas de agua se calcularon como la sumatoria de la evapotranspiración (ET) diaria. La ET diaria durante el período de cultivo se estimó según la fórmula:

$ET = ET_{\text{referencia}} * Kc$ , donde ET referencia se calculó con la fórmula de Priestly y Taylor (1972) y los coeficientes de cultivo (Kc) se obtuvieron de ensayos regionales (Dardanelli, datos no publ.). En este caso se calculó la ET para los cultivos de soja y maíz, y luego se realizó un promedio. La ET diaria durante el período de barbecho se estimó según la fórmula:

$ET = ET_{\text{referencia}} * Kc$ , donde ET referencia se calculó con la fórmula de Priestly y Taylor (1972) y como Kc se utilizó un valor de 0,25.

#### **3.2.4. Análisis estadístico**

Para el análisis de los valores actuales (año 2007) de CIC, cationes intercambiables, PSI, pH y CE se realizó un Análisis de Varianza con un Modelo Mixto que permitió modelar la correlación espacial entre las observaciones con un modelo exponencial. En este caso se incluyó un factor de tratamiento, con dos niveles: Riego y Secano. En la estructura de varianzas y co-varianzas se consideró varianzas homogéneas entre los niveles de tratamiento, *i.e.* se consideró que las varianzas entre las observaciones bajo riego fueron iguales entre sí pero, a su vez, diferentes a las varianzas de las observaciones bajo secano. Se realizó un análisis para cada profundidad. Las comparaciones entre los distintos niveles del factor de tratamiento fueron realizadas con un test *a posteriori* LSD Fisher con un nivel de significación de 0,05.

Para el análisis de la evolución temporal de pH y CE se realizó un Análisis de Varianza con un Modelo Mixto contemplando la estructura de correlación espacial con un modelo exponencial. En este caso, además del factor de tratamiento “riego vs. secano”, se incluyó el factor “año de medición”, también con dos niveles: 1996 y 2007. Nuevamente se realizó un análisis para cada profundidad y las comparaciones entre los distintos niveles de los tratamientos fueron realizadas con un test *a posteriori* LSD

Fisher con un nivel de significación de 0,05. Posteriormente se calculó la variable “variación1996-2007” (como la diferencia de valores obtenidos en 2007 – 1996) para los tratamientos Ri y Sec y luego se ajustó un modelo lineal mixto similar al expuesto anteriormente.

Finalmente, para el análisis de la variación estacional bajo riego (previo y posterior a la temporada de lluvias) de las variables pH, CE y PSI, se realizó un Análisis de Varianza con un Modelo Mixto similar al explicado anteriormente. En este caso se incluyó un factor de tratamiento, con dos niveles: Pre (previo) y Post (posterior). Se realizó un análisis para cada profundidad y las comparaciones entre los distintos niveles del tratamiento fueron realizadas con un test *a posteriori* LSD Fisher, con un nivel de significación de 0,05. Todos los análisis fueron realizados con el Módulo de Modelos Mixtos del programa estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2009).

### **3.3. RESULTADOS**

#### **3.3.1. Salinidad del suelo**

En el Cuadro 3.1 se presentan los valores de salinidad (CE) actual (año 2007) obtenidos en ambos tratamientos (riego y seco). Los valores de CE fueron significativamente mayores (valor  $p < 0,05$ ) en el tratamiento Ri, en todas las profundidades analizadas. Sin embargo, hay que destacar que los valores absolutos son extremadamente bajos. Por otro lado, la diferencia en el nivel salino del suelo cuantificado al momento de iniciar el experimento (1996) frente al muestreo actual se observa en la Figura 3.1. En este caso, también se estudió la evolución de la CE del suelo para los tratamientos Ri y Sec. En el estrato de 0 a 20 cm la interacción tratamiento x tiempo no fue significativa (valor  $p = 0,96$ ). Cuando se determinaron los valores iniciales de salinidad del suelo del lote experimental en Octubre de 1996, se encontró que fueron muy bajos. No obstante, la CE en el área del tratamiento Ri fue significativamente superior al valor en el área del tratamiento Sec. En el año 2007 se observó una disminución de la salinidad en ambos tratamientos, pero la diferencia entre el sector bajo riego y el no regado se mantuvo en valores similares a la diferencia inicial entre ellos. En la profundidad de 20 a 40 cm, en cambio, la interacción tratamiento x tiempo fue significativa (valor  $p < 0,05$ ), indicando que la diferencia entre Ri y Sec en el muestreo actual (2007) fue superior a la diferencia que existía al inicio del experimento (año 1996). Esto fue debido a que la CE en Ri se mantuvo en el tiempo, mientras que la salinidad en Sec disminuyó significativamente entre ambos momentos de muestreo.

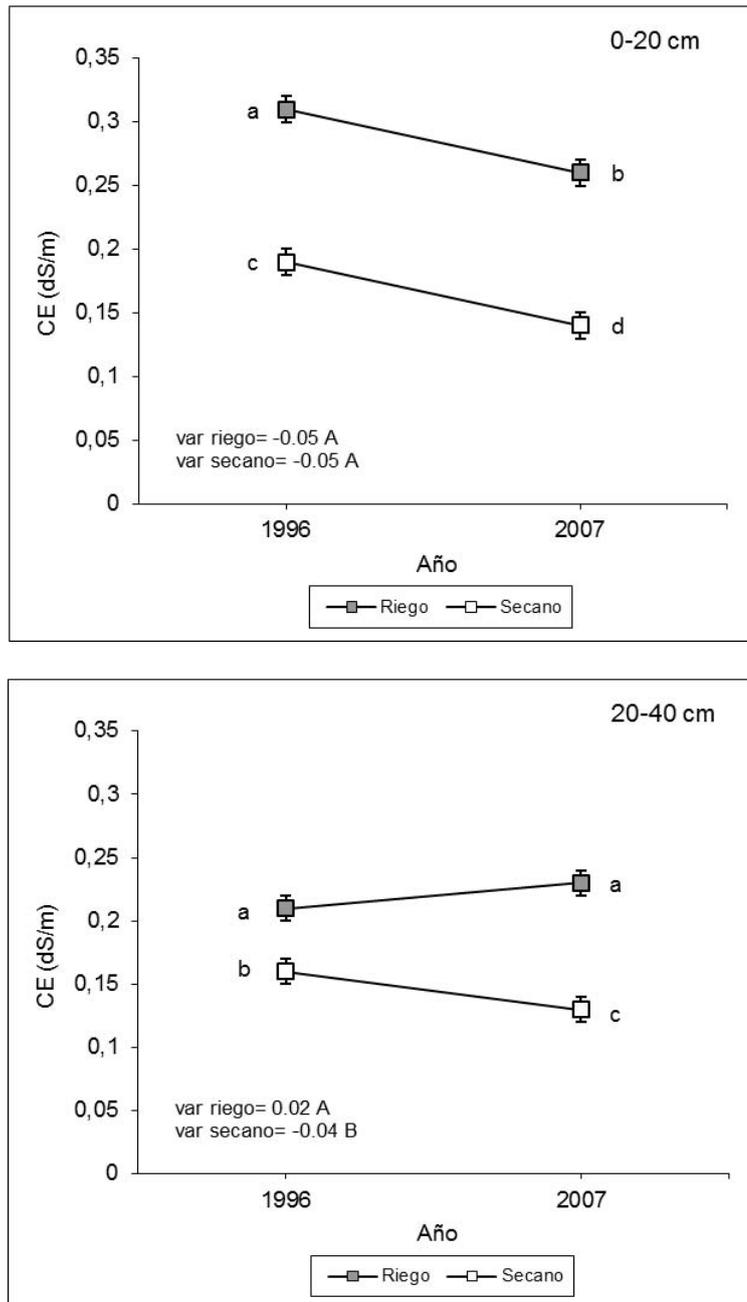


Figura 3.1. Salinidad del suelo inicial (año 1996), actual (año 2007) y su variación (1996 vs 2007) en los estratos de 0-20 cm y 20-40 cm, para las situaciones riego y secano. CE: conductividad eléctrica (relación suelo:agua de 1:2,5); var= variación (delta 2007-1996). Letras distintas en minúscula indican diferencias significativas (*valor p* < 0,05). Letras distintas en mayúscula indican diferencias significativas (*valor p* < 0,05) para la variable “variación”. Barras verticales indican el error estándar de la media.

En un contexto de valores absolutos muy bajos, los resultados de ambas formas de comparar el efecto del riego sobre la salinidad del suelo (la comparación del suelo

del área irrigada con el suelo original o su comparación con un suelo adyacente actual no irrigado) presentan cierta distorsión, debido al efecto del riego realizado previo al muestreo inicial en octubre de 1996 (ver Capítulo 2).

Por otro lado, se realizó un análisis sin valor estadístico, en el que se compararon todos los muestreos realizados en el tratamiento Ri, pero en este caso tomando como situación de partida los valores del muestreo inicial (1996) obtenidos en el tratamiento Sec. Además, se agregaron resultados de mediciones realizadas por otros investigadores en el presente experimento, aunque se debe mencionar que estas mediciones no se realizaron siguiendo la cuadrícula de muestreo inicial. Los resultados se observan en la Figura 3.2. En las dos profundidades analizadas la CE presentó un incremento marcado en la primera estación de aplicación del riego (enero -octubre 1996) y a partir de allí, el suelo presenta variaciones en el nivel salino, con aumentos o disminuciones en la concentración, pero luego de 11 años de aplicación del riego no se observa, aparentemente, la acumulación de sales en el suelo.

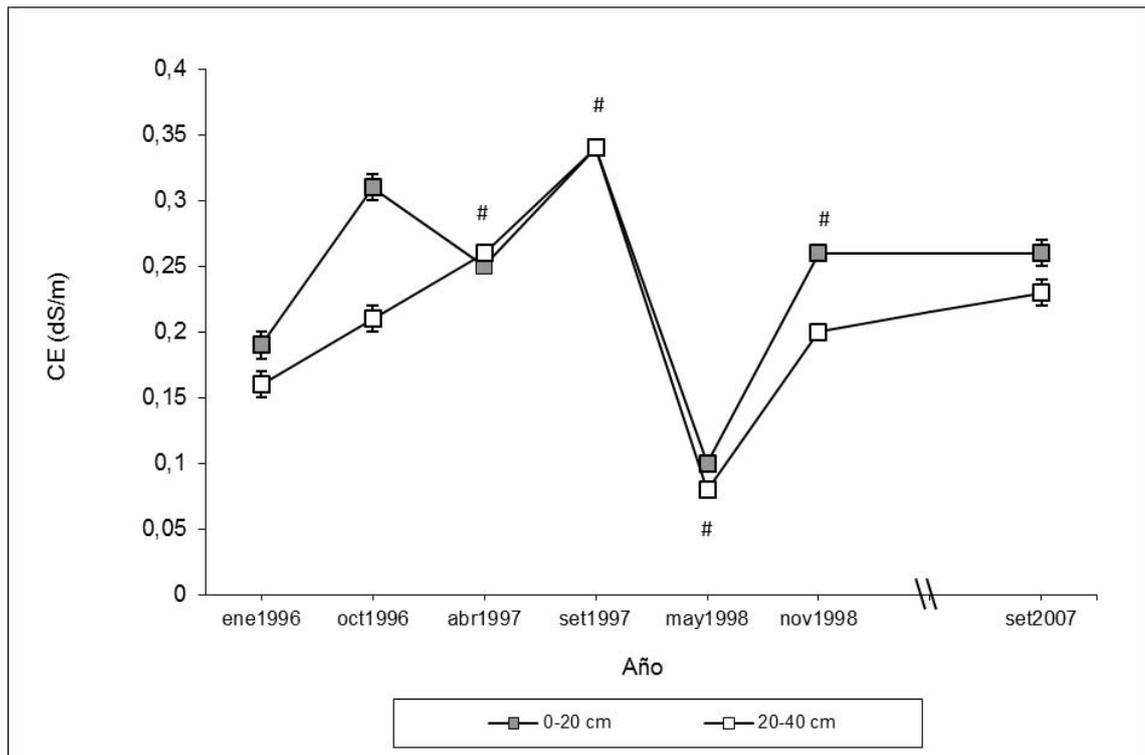


Figura 3.2. Evolución temporal de la salinidad del suelo bajo riego en los estratos de 0-20 cm y 20-40 cm. CE: conductividad eléctrica (relación suelo:agua de 1:2,5); ene: enero; oct: octubre; abr: abril; set: setiembre; may: mayo; nov: noviembre. La situación de partida (ene 1996) corresponde a los valores medidos en el tratamiento Sec en el muestreo inicial. # Corresponden a datos extraídos de Salas et al., (2000). Barras verticales indican el error estándar de la media.

### 3.3.2. Sodicidad del suelo

En el Cuadro 3.1 también se presentan los valores de sodio intercambiable en términos absolutos y relativos, registrados en el año 2007, para ambos tratamientos (riego y secano). Los valores de  $\text{Na}^+$  de intercambio determinados fueron significativamente mayores (valor  $p < 0,05$ ) en el tratamiento Ri, en todo el perfil de suelo analizado. Por otro lado, dado que se verificó que no existen diferencias significativas entre tratamientos para los valores de CIC, los valores de PSI también resultaron significativamente mayores en el tratamiento Ri, en todo el perfil del suelo (Cuadro 3.1). Para el resto de los cationes de intercambio se registró un panorama variado, pero que no influyó en la sodicidad del suelo. En los estratos de 0-10, 10-20 y

40-80 cm no se encontraron diferencias entre tratamientos para  $K^+$  y  $Ca^{2+}$ , pero se observaron mayores valores de  $Mg^{2+}$  en el tratamiento Sec. En el horizonte de 20-40 cm, en cambio, no hubo diferencias para  $K^+$  y  $Mg^{2+}$  y se observó una tendencia (significativa al 10%) de mayores valores de  $Ca^{2+}$  en el tratamiento Sec.

Cuadro 3.1. Valores de salinidad, sodicidad y pH actual (año 2007) del suelo a diferentes profundidades para las situaciones riego y secano.

Profundidad -cm-	Tratamiento	CIC	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	PSI	pH	CE
		-cmol/kg-					-%-		-dS/m-
0-10	Riego	23,45(a)	1,38(a)	2,76(a)	10,84(a)	3,95(a)	6,0(a)	7,0(a)	0,28(a)
	Secano	21,45(a)	0,34(b)	2,82(a)	10,85(a)	4,51(b)	1,7(b)	6,6(b)	0,16(b)
10-20	Riego	21,95(a)	1,53(a)	2,48(a)	10,72(a)	3,86(a)	7,1(a)	7,2(a)	0,23(a)
	Secano	19,84(a)	0,35(b)	2,50(a)	11,39(a)	4,67(b)	1,8(b)	6,8(b)	0,12(b)
20-40	Riego	21,93(a)	1,66(a)	2,47(a)	11,60(a)*	4,14(a)	7,8(a)	7,5(a)*	0,23(a)
	Secano	21,59(a)	0,37(b)	2,29(a)	13,95(b)*	4,72(a)	1,7(b)	7,3(b)*	0,13(b)
40-80	Riego	19,72(a)	1,48(a)	1,81(a)	#	3,83(a)	7,8(a)	8,7(a)	0,29(a)
	Secano	18,85(a)	0,41(b)	1,85(a)	#	4,79(b)	2,3(b)	8,4(b)	0,22(b)

Letras distintas indican diferencias significativas (*valor p* < 0,05) dentro de la misma profundidad y dentro de la misma columna. \* Diferencias significativas (*valor p* < 0,1). CIC: capacidad de intercambio catiónico; PSI: porcentaje de sodio intercambiable; CE: conductividad eléctrica (relación suelo:agua de 1:2,5). # Los resultados no se presentan por existencias de carbonatos de calcio en el estrato de suelo.

### 3.3.3. pH del suelo

El Cuadro 3.1 también presenta los valores de pH de los suelos, registrados en el año 2007. Los valores de pH en 2007 fueron significativamente superiores en el tratamiento Ri desde la superficie hasta 80 cm de profundidad. Se observó, además, un incremento de la alcalinidad en ambos tratamientos a medida que se profundiza en el

perfil de suelo estudiado. Por otro lado, la diferencia en el valor del pH del suelo al momento inicial el experimento (1996) frente al muestreo de 2007 se presenta en la Figura 3.3. No se registraron diferencias en los valores de pH inicial entre los tratamientos Ri y Sec, tanto en la capa de 0 a 20 como de 20 a 40 cm. En 2007 se determinó un incremento significativo de 0,47 unidades de pH en el estrato superficial bajo el tratamiento Ri, mientras que en Sec se mantuvieron los valores. Por su parte, en el estrato subsuperficial se produjo un incremento de pH en ambos tratamientos, aunque el aumento fue significativamente mayor en el tratamiento Ri (0,64 y 0,32 unidades de pH para Ri y Sec respectivamente).

A diferencia de lo observado con la salinidad, hubo consistencia en la información provista por las dos formas de evaluar los cambios ocurridos: tanto la comparación entre años, como la comparación entre tratamientos indican un aumento significativo en los valores de pH del suelo.

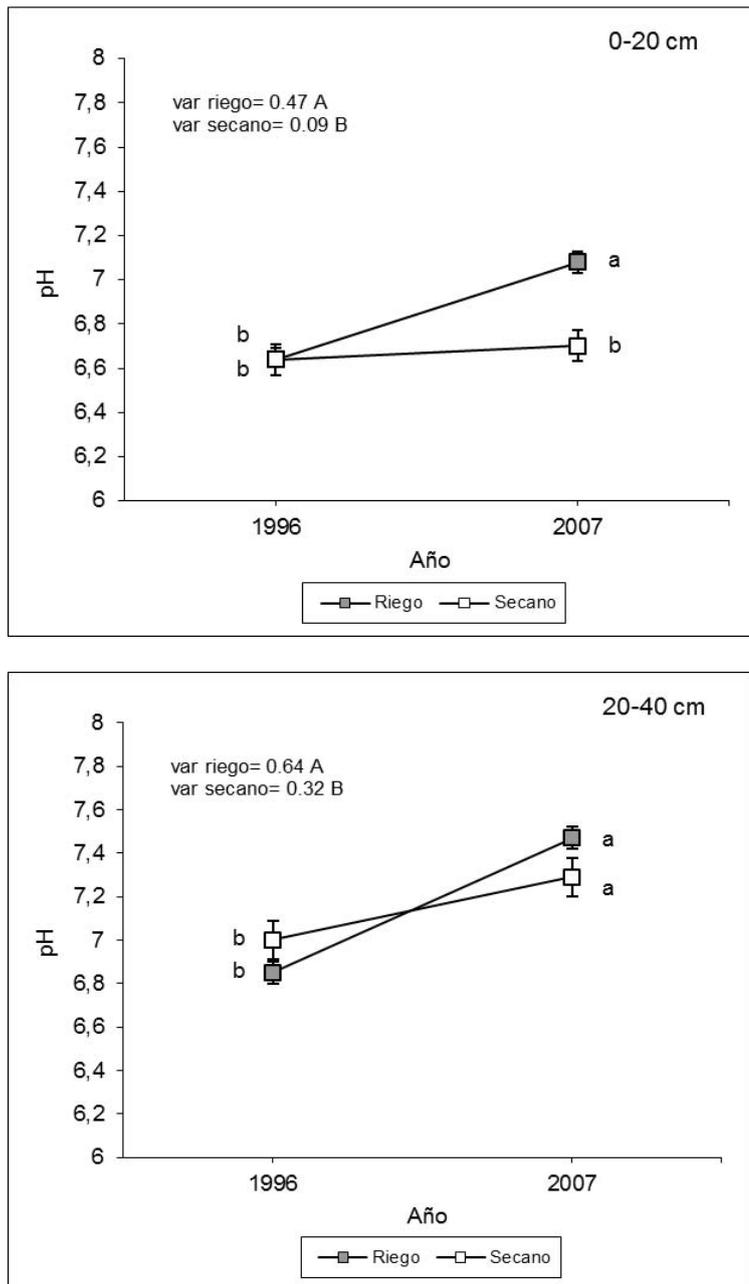


Figura 3.3. PH del suelo inicial (año 1996), actual (año 2007) y su variación (1996 vs 2007) en los estratos de 0-20 cm y 20-40 cm, para las situaciones riego y secano. var= variación (delta 2007-1996). Letras distintas en minúscula indican diferencias significativas (*valor p* < 0,05). Letras distintas en mayúscula indican diferencias significativas (*valor p* < 0,05) para la variable “variación”. Barras verticales indican el error estándar de la media.

#### **3.3.4. Variación estacional de la salinidad, sodicidad y pH del suelo**

En las Figuras 3.4, 3.5 y 3.6 se presentan los resultados obtenidos para las tres variables analizadas. Prácticamente en ningún caso se observaron diferencias significativas (valor  $p < 0,05$ ) entre los valores medidos previa y posteriormente a la temporada de lluvias (i.e. primavera-2006 y primavera-2007 respectivamente) en el perfil de suelo. Sólo se encontraron diferencias en la CE en el estrato de 20-40 cm de profundidad, donde se observó una disminución de la salinidad en el muestreo posterior a la temporada de lluvias.

El balance hídrico estimado para el período estudiado (Cuadro 3.2) muestra que existió un exceso de aproximadamente 76 mm de agua en el perfil de suelo bajo riego. Más de un 90% del exceso (70 mm) ocurrió durante el período de barbecho, en el cual se estimaron aportes de 170 mm de lluvias efectivas y pérdidas por evaporación de aproximadamente 100 mm de agua.

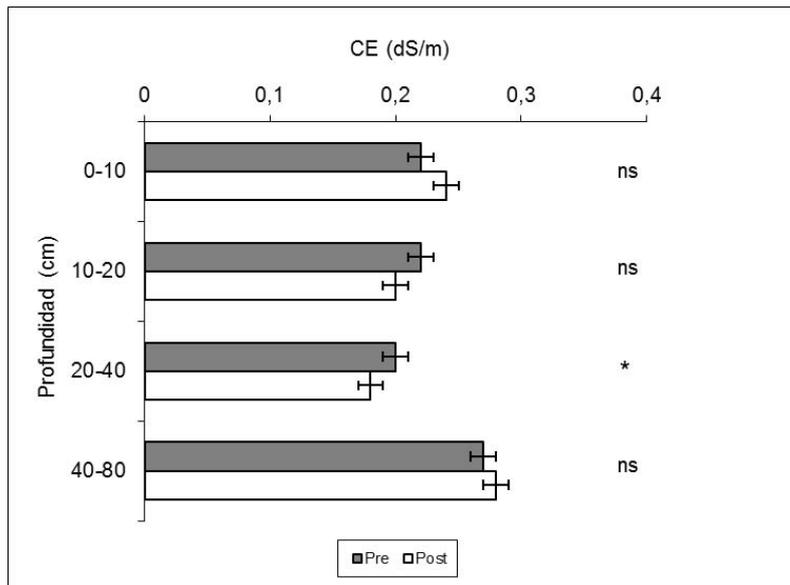


Figura 3.4. Valores de salinidad del suelo en dos momentos diferentes del año para la situación bajo riego. Pre: previo a temporada de lluvias (diciembre-2006); Post: posterior a temporada de lluvias (setiembre-2007); CE: conductividad eléctrica (relación suelo:agua de 1:2,5); ns= diferencias no significativas (*valor p* <0,05) entre los tratamientos Ri y Sec dentro de la misma profundidad; \* diferencias significativas (*valor p* <0,05) entre los tratamientos Ri y Sec dentro de la misma profundidad. Barras horizontales indican el error estándar de la media.

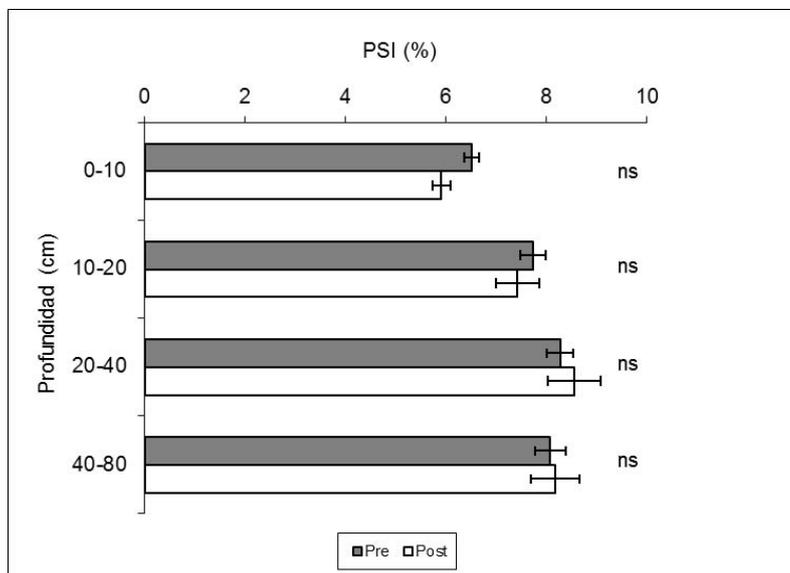


Figura 3.5. Valores de sodicidad del suelo en dos momentos diferentes del año para la situación bajo riego. Pre: previo a temporada de lluvias (diciembre-2006); Post: posterior a temporada de lluvias (setiembre-2007); PSI: porcentaje de sodio intercambiable; ns= diferencias no significativas (*valor p* <0,05) entre los tratamientos Ri y Sec dentro de la misma profundidad; \* diferencias significativas (*valor p* <0,05) entre los tratamientos Ri y Sec dentro de la misma profundidad. Barras horizontales indican el error estándar de la media.

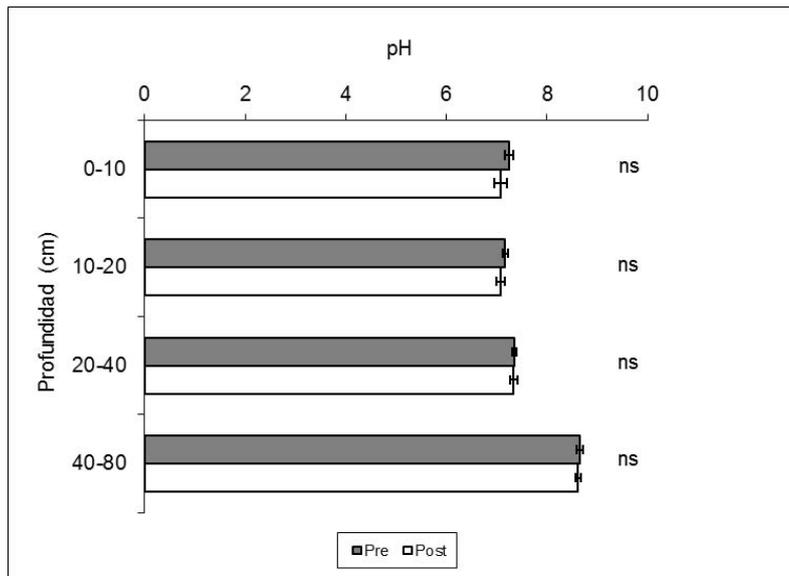


Figura 3.6. Valores de pH del suelo en dos momentos diferentes del año para la situación bajo riego. Pre: previo a temporada de lluvias (diciembre-2006); Post: posterior a temporada de lluvias (setiembre-2007); ns= diferencias no significativas (*valor p* < 0,05) entre los tratamientos Ri y Sec dentro de la misma profundidad. Barras horizontales indican el error estándar de la media.

Cuadro 3.2. Balance hídrico estimado en la situación bajo riego en el período comprendido entre diciembre de 2006 (previo a temporada de lluvias) y setiembre de 2007 (posterior a temporada de lluvias).

Aportes -mm-	Precipitación efectiva <sup>1</sup>	Período de cultivo	345
		Período de barbecho	170
	Riego		76
	Total		591
Evapotranspiración -mm-	Período de cultivo <sup>2</sup>		415
	Período de barbecho <sup>3</sup>		100
	Total		515
Balance <sup>4</sup> -mm-			76

<sup>1</sup> Cuando las precipitaciones (pp) fueron mayores a 15 mm/día se corrigieron según la fórmula:

$Pp \text{ efectiva} = 2,43 * pp^{0,667}$ , obtenida de Dardanelli et al. (1994).

<sup>2</sup>Calculado según la fórmula:  $ET = ET \text{ referencia} * Kc$ , donde ET referencia se calculó con la fórmula de Priestly-Taylor (1972) y los coeficientes de cultivo (Kc) se obtuvieron de ensayos regionales.

<sup>3</sup>Calculado según la fórmula:  $ET = ET \text{ referencia} * Kc$ , donde ET referencia se calculó con la fórmula de Priestly-Taylor (1972) y como Kc se utilizó un valor de 0,25.

<sup>4</sup>Estimado como la diferencia entre los aportes totales y la evapotranspiración total.

### **3.4. DISCUSIÓN**

#### **3.4.1. Salinidad del suelo**

En el presente experimento la aplicación de sales disueltas en el agua de riego habría conducido a un ligero incremento de la CE en el perfil de suelo. La información recogida permite observar la existencia de dos procesos que ocurrieron en forma sucesiva. En primer lugar, un rápido incremento de la CE a nivel superficial (0-20 cm) medido en Octubre de 1996 luego de aplicar riego por una temporada agrícola. A partir de esa fecha se alcanzaría una situación de equilibrio de sales, ya que no se registró un aumento paulatino en los niveles salinos a lo largo de los 11 años de riego. Se observaron aumentos y disminuciones en la CE del suelo pero sin acumulación de sales (Figura 3.2). En consonancia con lo anterior se registró un movimiento de sales hacia los horizontes subsuperficiales, observado en los valores significativamente superiores de CE en el área bajo riego, medidos hasta 80 cm de profundidad en el año 2007 (Cuadro 3.1).

Analizando esos procesos con más detalle, se observa que cuando se realizó el muestreo inicial de suelos durante octubre de 1996, el área correspondiente al tratamiento Ri había recibido una lámina de riego de entre 50 y 160 mm, debido a que gran parte del experimento estaba sembrado con trigo. Esto explica los más altos valores iniciales de CE bajo riego en el estrato de 0 a 20 cm, un 65% superiores a los valores en el tratamiento Sec (Figura 3.1). Esta diferencia inicial no fue tan marcada en el horizonte de 20 a 40 cm, donde la CE bajo riego fue sólo un 30% más alta que en el tratamiento Sec (Figura 3.1). Ello podría deberse a que la cantidad de sales aportadas con el riego y las precipitaciones ocurridas hasta ese momento no fueron suficientes para lixiviar sales hasta 40 cm de profundidad.

El carácter suplementario del riego con láminas anuales de baja magnitud, la ocurrencia de lluvias durante el año y la ausencia de impedimentos que limiten el drenaje interno del suelo favorecieron la lixiviación de sales hacia los horizontes más profundos. En el presente experimento, los momentos y dosis de riego se deciden en función de un balance hídrico, por lo que anualmente las entradas (*i.e.* lluvias y riego) y salidas (*i.e.* evapotranspiración del cultivo) de agua al sistema tienden a estar equilibradas o con un balance ligeramente positivo. Sin embargo, la alta variabilidad inter e intra anual de las precipitaciones en el sitio de estudio (Cuadro 2.1) determinan la posibilidad de eventos de lluvias importantes (*i.e.* magnitud e intensidad), ocasionalmente en períodos de barbecho, que van desplazando las sales en el perfil de suelo.

El movimiento de sales en sistemas con riego suplementario ha sido descrito por otros autores. Lavado (1977) en una región de características climáticas similares a la del presente experimento, determinó la lixiviación de las sales del suelo y su acumulación en las áreas con impedancias de “tosca”, a mayor profundidad. También en coincidencia con los resultados obtenidos en la presente tesis, Tedeschi y Dell’Aquila (2005) en un experimento con 7 años de riego, determinaron que las lluvias durante el período de barbecho son suficientes para lixiviar sales del horizonte superficial cuando la CE del agua aplicada no supera los 5 dS/m. Por su parte, Vazquez et al. (2008) en un experimento en laboratorio simulando 10, 15 y 20 años de riego, determinaron un ligero aumento de la CE del suelo para luego mantenerse en valores similares a la salinidad original. En las condiciones de ese experimento, el equilibrio se logró al cabo de la simulación de los 10 primeros años de riego. Estos autores atribuyeron el fenómeno evaluado a la calidad del agua (CE= 0,75 dS/m), tipo de suelo empleado (textura arenosa-franca) y la pluviometría regional (1046 mm anuales) simulada en el estudio.

En la aparente situación de equilibrio de nivel salino, el tratamiento Ri presenta valores de CE actual que prácticamente duplicaron a los del tratamiento Sec en algunos de los estratos de suelo analizados (*e.g.* 10-20 cm y 20-40 cm). Sin embargo estos incrementos de salinidad son suficientemente bajos para no afectar la productividad de los cultivos, tanto en general (Maas 1986; Katerji et al., 2003) como específicamente los estudiados en este experimento (Shalhevet et al., 2005; Gowing et al., 2009). En el caso particular de la soja, el más sensible de los tres cultivos incluidos en las rotaciones, el nivel salino del suelo es marcadamente inferior a los valores de tolerancia más bajos registrados en la literatura (Essa 2002; Bustingorri y Lavado 2011). En efecto, no sólo que no se afectaron los cultivos sino, en el presente experimento, se han observado incrementos de rendimiento del orden de 100%, 40% y 25% para los cultivos de trigo, maíz y soja respectivamente (ver Cuadro 2.5 – Cap. 2). Además, los rendimientos bajo riego muestran una tendencia “incremental” en el tiempo y una disminución de la variabilidad interanual en comparación a los rendimientos en secano (datos no pres.). En acuerdo con la información obtenida en la presente tesis, Andriulo et al. (1998) en sectores húmedos/subhúmedos de la Región Pampeana determinaron valores de CE (1:2,5) de 0,23 y 0,14 dS/m para las situaciones con riego y secano respectivamente, luego de 11 años de riego suplementario. De la misma forma, indicaron que los rendimientos de los cultivos fueron más estables y elevados en la situación bajo riego.

### **3.4.2. Sodicidad del suelo**

Si bien no se cuenta con los valores de sodicidad del suelo al inicio del experimento, se puede inferir sobre la evolución de dichos valores en el tiempo. El PSI actual (2007) en Sec es similar al publicado para un perfil de suelo típico de la serie Oncativo (ver Cuadro 2.2- Cap. 2), lo que estaría demostrando que prácticamente no

hubo variación de la sodicidad en condiciones de secano, en el período analizado (1996-2007). Siguiendo el mismo criterio y considerando que los valores iniciales del experimento habrían sido similares a los determinados para el perfil típico regional, se puede estimar que el contenido de sodio bajo el tratamiento Ri se incrementó entre 3,5 y 4 veces respecto al tratamiento Sec.

La aplicación de agua de riego con altos niveles de sodio en relación con los cationes calcio y magnesio (ver Cuadro 2.3- Cap. 2), por un período de once años consecutivos, produjo el incremento del PSI en el perfil de suelo. Varios autores han observado este proceso en las regiones semiárida y subhúmeda pampeana. A través de experiencias en laboratorio con riegos simulados (Peinemann et al., 1998; Vázquez et al., 2008) o bien con mediciones en sistemas productivos reales (Lavado 1977; Andriulo et al., 1998; Costa 2000; Pilatti et al., 2004) se han medido incrementos de entre 3 y 10 veces en los valores de PSI y/o RAS del suelo bajo riego respecto al secano. En otras regiones del mundo el mismo proceso ha sido descrito por diferentes autores (Gupta et al., 1990; Baumhardt et al., 1992; Wienhold y Trooien 1995; Nunes et al., 2007).

El sodio contenido en el agua de riego ingresó al perfil de suelo a través de la superficie y fue reemplazando a los cationes divalentes en el complejo de intercambio, específicamente al catión  $Mg^{2+}$ , aumentando el PSI en los estratos superficiales de suelo. Similar a lo que ocurrió con la salinidad, se produjo inmediatamente un movimiento del sodio hacia los horizontes subsuperficiales, evidente en el incremento de la sodicidad medida hasta 80 cm de profundidad. Las láminas de riego aplicadas, las lluvias ocurridas, la textura y el buen drenaje interno del perfil de suelo son los factores que favorecieron a los procesos mencionados.

Varios autores han reportado incrementos de sodicidad en los horizontes subsuperficiales de suelos bajo riego. Pilatti et al. (2004) midieron en varios Molisoles

de la provincia de Santa Fe (Argentina) un desplazamiento del  $\text{Na}^+$  hacia horizontes más profundos cuando la lámina de riego aplicada fue mayor. En esos casos la adsorción de sodio por el complejo de intercambio se realizó a expensas de la acidez de cambio, a diferencia de ensayos en laboratorio (Marano 2000) donde el reemplazo fue por cationes de  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  o  $\text{Ca}^{2+}$ . Wienhold y Trooien (1995) midieron incrementos del RAS del suelo hasta 1,5 m de profundidad, en magnitudes que variaron según la textura del suelo y la cantidad y calidad del agua aplicada. Lavado (1977) también determinó incrementos de PSI hasta más de 1 m de profundidad, asociado al desplazamiento de las sales en el perfil de suelo.

El panorama del  $\text{Na}^+$  fue diferente al presentado por las sales solubles en general. El  $\text{Na}^+$  presenta la conocida reacción de intercambio catiónico, por lo cual es retenido por la fase sólida del suelo. Las sales, al no ser globalmente retenidas, se mueven en el perfil del suelo y salen de él por lixiviación. El efecto de saturación del complejo de intercambio del suelo con  $\text{Na}^+$  intercambiable es de naturaleza más permanente, ya que el sodio de intercambio generalmente persiste después que las sales solubles se han eliminado (Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos 1973; Bresler et al., 1982). El proceso de intercambio catiónico es un mecanismo que depende principalmente de la concentración de los cationes en la solución del suelo. Suelos normales de regiones áridas y semiáridas poseen  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  como principales cationes en la solución y en el complejo catiónico. El  $\text{Na}^+$  sólo aparece en ciertas proporciones en suelos que están o estuvieron en contacto con grandes concentraciones de sales de sodio (Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos 1973), como puede ser el caso de suelos bajo riego. Las evidencias muestran que la concentración salina de la solución del suelo en el presente experimento se mantiene en cierto rango con aumentos y disminuciones, pero sin acumulación. Es posible, entonces, que el suelo llegue

finalmente a un nuevo equilibrio con el tiempo, con una mayor proporción de sodio en todo el perfil, en comparación con suelos no regados.

### **3.4.3. pH del suelo**

La ocurrencia de mayores valores de pH en profundidad es una característica generalizada en los suelos de la región pampeana, que se repite en el perfil de suelo de la serie Oncativo (ver Cuadro 2.2- Cap. 2) y se debe a la presencia de carbonatos de calcio, generalmente a partir de los 50 cm de profundidad (Cuadro 2.2) (Jarsun et al., 1987). El aumento del pH del suelo bajo riego tiene otro origen y es que el pH acompaña a la sodificación de los horizontes por la aplicación de agua de riego con RAS elevado. Sin embargo, para el presente experimento los valores de pH observados tanto en el tratamiento Ri como Sec en los primeros 40 cm del perfil (pH 6,6 a 7,5) se encuentran dentro del intervalo indicado como óptimo para la mayoría de los cultivos (Whittaker et al., 1959 citado en USDA 1999). Por lo tanto, similar a lo ocurrido con la salinidad bajo riego, el pH tampoco se modificó aún en valores suficientes para afectar negativamente a los cultivos realizados.

El proceso de alcalinización del suelo bajo riego ha sido reportado por otros autores. En las regiones semiárida y subhúmeda pampeanas (Argentina) se han medido incrementos de entre 0,5 y 1 unidad de pH en condiciones de riego suplementario (Andriulo et al., 1998; Peinemann et al., 1998; Pilatti et al., 2004; Vazquez et al., 2008). Lavado (1977) determinó al cabo de 2 años de riego un importante aumento del PSI que no se reflejó en el pH medido. En cambio, en un lote regado por más tiempo registró incrementos de la sodicidad que llegaban hasta valores críticos de PSI en el horizonte superficial y, consecuentemente, un proceso de alcalinización importante.

#### **3.4.4. Variación estacional de la salinidad, sodicidad y pH del suelo**

En el presente experimento no se determinó una variación estacional en los valores de salinidad, sodicidad y pH del suelo entre los momentos de muestreo seleccionados. La ausencia de variación entre los valores de CE pre y post temporada de lluvias estaría explicado por un lavado de las sales aplicadas con el riego durante el período evaluado, corroborando la relación entre salinidad del suelo y la ocurrencia de lluvias. En efecto, se aplicaron 76 mm de riego en el período diciembre-2006 a setiembre-2007, equivalentes a un aporte de más de 500 kg/ha de sales. Este aporte de sales debería haber incrementado la CE (1:2,5) del suelo en más de un 50%, en los primeros 20 cm de profundidad. El balance hídrico positivo durante el período de barbecho (Cuadro 3.2) generó excesos de agua en el suelo para lixiviar las sales. Por otra parte, no se determinó un alto valor de CE ni se registró un “pico” de salinidad en el momento de muestreo denominado Pre (diciembre- 2006), como era de esperar ya que se habían aplicado aproximadamente 200 mm de riego. Una posible explicación para este resultado sería que entre el último riego aplicado al trigo en setiembre-2006 y el muestreo en diciembre ocurrieron alrededor de 300 mm de lluvias, que podrían haber lavado las sales acumuladas durante la campaña de trigo.

Varios autores han reportado cambios de la CE del suelo en cortos períodos de tiempo (estacionales), generalmente asociados a la alternancia de riegos y lluvias intensas. Salas et al. (2000) publicaron datos del mismo experimento utilizado en la presente tesis, hasta el año 1998. Los valores de CE (1:2,5) alternaron entre 0,10 y 0,34 dS/m dependiendo de la época de muestreo, indicando variaciones estacionales de la CE del suelo bajo riego. Costa (2000) evaluó la salinidad y sodicidad en cinco sitios regados con pívot central en el sudeste de la provincia de Buenos Aires. En el sitio con la peor calidad de agua (CE= 4 dS/m) midió un incremento de la CE del suelo regado

pero, luego de 400 mm de lluvias, los valores disminuyeron hasta magnitudes similares a las del suelo no regado. Wienhold y Trooien (1995) también observaron fluctuaciones estacionales de la salinidad del suelo. En condiciones de salinidad natural, causada por ascenso capilar desde aguas freáticas, la lluvia también causa grandes variaciones en los niveles salinos de los suelos (Lavado y Taboada 1988).

Respecto a la sodicidad del suelo, algunos autores han indicado variaciones estacionales similares a lo que ocurre con la salinidad (Lavado 1977; Costa 2000; Génova 2005). Aunque, para que este fenómeno se manifieste deben producirse unas condiciones particulares. Por ejemplo, Costa (2000) midió una disminución importante del RAS del suelo luego de 1100 mm de lluvias, sin riegos. El autor explica el proceso ocurrido en que el  $\text{CaCO}_3$  precipitado durante el período de riego sería redissuelto con el agua de lluvia, liberando suficiente  $\text{Ca}^{2+}$  a la solución del suelo para desplazar al  $\text{Na}^+$ . El  $\text{CO}_2$  producido por el suelo más el  $\text{H}^+$  liberado por la mineralización del nitrógeno darían la acidez necesaria para redissolver el  $\text{CaCO}_3$ . Contrariamente, Wienhold y Trooien (1995) observaron que los cambios en la sodicidad de un perfil de suelo fueron persistentes, exhibiendo pequeña variación estacional.

### 3.5. CONCLUSIONES PARCIALES

Los resultados de las mediciones de salinidad, sodicidad y alcalinidad del suelo permiten aceptar la primera hipótesis planteada en el presente capítulo. Bajo riego se incrementaron la CE, el PSI y el pH del suelo, procesos que ocurrieron con dinámicas particulares para cada atributo. Se produjo un rápido incremento de la CE en los estratos superficiales de suelo y luego una situación de equilibrio aparente, con aumentos o disminuciones en la concentración salina, pero sin acumulación de sales en el suelo. Paralelamente se observó un movimiento de sales hacia los horizontes subsuperficiales, evidente en los mayores valores de CE medidos hasta 80 cm de profundidad en el año 2007. Respecto de la sodificación del suelo bajo riego, se produjo un fuerte incremento del PSI desde la superficie asociado al movimiento de sales en el perfil. Al ser el  $\text{Na}^+$  retenido por el complejo de intercambio del suelo, es de esperar que se alcance un nuevo equilibrio con el  $\text{Na}^+$ , a más largo plazo y de carácter más estable que el presentado con las sales solubles. Finalmente, se observó un incremento de pH en todo el perfil de suelo medido, relacionado con el aumento de sodicidad del suelo.

Al analizar la dinámica de salinización y sodificación del suelo en un período corto de tiempo, estacional, no se determinó una variación en los valores de salinidad y sodicidad entre los momentos de muestreo seleccionados. Para el caso particular de la CE del suelo, la ausencia de variación pre y post temporada de lluvias estaría explicada por un lavado de las sales aplicadas con el riego durante el período evaluado, evidenciando una relación entre salinidad del suelo y la ocurrencia de lluvias. Por lo tanto, hay evidencias suficientes para aceptar la segunda hipótesis planteada en el presente capítulo.

**CAPÍTULO 4. VARIACIONES EN EL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO  
POR EFECTO DEL RIEGO COMPLEMENTARIO EN SISTEMAS DE  
PRODUCCIÓN BAJO SIEMBRA DIRECTA**

#### 4.1. INTRODUCCIÓN

Los niveles de CO de un suelo son el resultado del balance entre los ingresos y los egresos de compuestos carbonados. La entrada de C ocurre a partir de material vegetal que ingresa al suelo (residuos de plantas y raíces, exudados de raíces) o excrementos de animales, y otros materiales carbonados (abonos, aporte erosivo de otras áreas, etc). La principal salida de C desde el suelo tiene lugar como CO<sub>2</sub> liberado a la atmósfera por degradación de los compuestos carbonados, causada por la respiración microbiana (Follet et al., 2001; Álvarez y Steinbach 2006 a). El balance original de CO de un suelo prístino se altera cuando estos suelos se ponen bajo cultivo y la materia orgánica se expone a procesos oxidativos, que generalmente exceden los ingresos. Como resultado de los cambios en las prácticas culturales se llega a un nuevo balance entradas/salidas de CO y generalmente el CO disminuye hasta alcanzar un nuevo equilibrio (Follet et al., 2001; Álvarez y Steinbach 2006 b). Inversamente, la introducción de prácticas de manejo que incrementen el aporte de residuos al suelo puede resultar en un aumento del secuestro de CO (Bruce et al., 1999 y Lal et al., 1999 citados en Follet 2001; Collins et al., 1992 citado por Deneff et al., 2008). Entre otros, el uso de sistemas de labranza conservacionistas (*e.g.* siembra directa) y la irrigación de cultivos, se mencionan como manejos agrícolas que pueden incrementar los stocks de CO del suelo (Follet et al., 2001; Alvarez 2005).

En los suelos cultivados bajo SD se registra un fenómeno de estratificación de CO y nutrientes en la capa superficial (Scheiner y Lavado 1998; Lavado et al., 1999). En estos sistemas los residuos de los cultivos quedan sobre la superficie del suelo y la ausencia de labranzas que distribuyan los mismos en profundidad favorece la acumulación de compuestos carbonados en el estrato superficial respecto a los subsuperficiales (Unger 1991; Kay y VandenBygaart 2002). Cuando la práctica

comenzó a difundirse hubo trabajos que mostraban aumentos en el tenor de CO del suelo (Blevins et al., 1983; Dick 1983; Follet y Petterson 1988). Trabajos posteriores establecieron que los mayores cambios se refieren a la estratificación del CO y que los aumentos en el CO serían de pequeña magnitud y a largo plazo (Álvarez et al., 1995; Angers et al., 1997; Potter et al. 1997; Arshad et al. 1999; Kay y VandenBygaart 2002; Álvarez 2005). Existen factores que influyen marcadamente en el efecto de la SD sobre el CO, entre los que se mencionan a las rotaciones de cultivos (Potter et al., 1997; Díaz Zorita et al., 2002; Liebigh et al., 2004; Huggins et al., 2007) y a las condiciones edafoclimáticas del experimento (Franzluebbers y Arshad 1996; Buschiazzi et al., 1998).

Por otro lado, distintos antecedentes muestran la ocurrencia de dos mecanismos contrastantes en relación al efecto del riego sobre el CO. Por un lado, se produce un incremento de los rendimientos de los cultivos regados, lo cual significa mayor cantidad de residuos (rastros + raíces) aportados al suelo, lo que consecuentemente puede resultar en un incremento en el contenido de CO (Lal et al., 1998; Gillabel et al., 2007; Deneff et al., 2008; Wu et al., 2008). Por otro lado, bajo riego se pueden acelerar las tasas de descomposición de los residuos y la mineralización del CO, con incrementos del flujo de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera. Esto se debería a un incremento de la actividad microbiana, por una mayor cantidad de humedad disponible en el suelo (Gillabel et al., 2007; Jabro et al., 2008; Sainju et al., 2008). Como consecuencia, ambos procesos pueden anularse y las posibles ganancias de CO en suelos bajo riego pueden ser de escasa magnitud o aún despreciables (Ricks Presley et al., 2004; Verma et al., 2005; De Bona et al., 2008).

Otro proceso que puede ocurrir bajo riego es la formación del denominado carbono orgánico soluble (COsol), que corresponde a la fracción potencialmente móvil

de la materia orgánica. Una de las causas de formación de COsol es el incremento de la sodicidad y alcalinidad de los suelos (Lavado et al., 1982; Taboada et al., 1987; Lavado y Alconada 1994; Peinemann et al., 2005; Lavado 2006). Por otro lado, la disolución de rastrojos o residuos de cosecha, la hidrólisis de la materia orgánica humificada, alta actividad microbiana y condiciones que incrementan la mineralización, también promueven altas concentraciones de COsol (Kalbitz et al., 2000; Chantigny 2003). Jueschke et al. (2008) determinaron que la aplicación de agua de riego por largo tiempo incrementó la concentración de CO disuelto en profundidad del suelo. De acuerdo con Blanco Canqui et al. (2010) este proceso puede significar una reducción en la estratificación y una distribución más uniforme del CO en profundidad.

Resulta claro, entonces, que muchos factores alteran el balance de CO del suelo cuando está sometido a una de estas dos prácticas, siembra directa y riego. Por ello, resulta difícil estimar en forma cuantitativa la dirección y la magnitud de los cambios posibles del CO del suelo. Más complejo resulta cuando ambas prácticas se aplican en conjunto a un suelo agrícola.

#### **4.1.1 Objetivos**

Cuantificar cambios del CO del suelo a causa de la aplicación de riego complementario a un suelo cultivado bajo SD por once años consecutivos, con una secuencia de cultivos utilizada en la zona norte de la región pampeana.

#### **4.1.2. Hipótesis**

La aplicación de riego complementario a un suelo manejado bajo siembra directa favorece la acumulación de CO del suelo, en las condiciones locales, tanto a nivel superficial como subsuperficial.

## **4.2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **4.2.1. Características del experimento**

Los detalles generales del experimento se refieren en el Capítulo 2.

### **4.2.2. Muestreo de suelo**

Para responder al objetivo planteado se tomaron muestras siguiendo la cuadrícula inicial, para lo cual se seleccionaron 78 puntos de la cuadrícula, 56 bajo riego y 22 en secano, en los cuatro sectores del lote experimental (ver Figura 2.2- Capítulo 2). En cada punto se extrajo una muestra disturbada de suelo, compuesta por 15 submuestras a las profundidades de 0 a 10 cm, 10 a 20 cm, 20 a 40 cm y 40 a 80 cm. Las muestras de los puntos seleccionados de la cuadrícula se tomaron durante el invierno y primavera del año 2007, posterior a la cosecha de los cultivos de verano, tanto en condiciones bajo riego como en secano.

### **4.2.3. Determinaciones**

Sobre cada muestra de suelo disturbado se determinó:

- Concentración de CO, por el método de Walkley y Black (Nelson y Sommers 1982).
- Stock de CO por unidad de superficie, corregido por masa equivalente de suelo siguiendo la metodología propuesta por Ellert y Bettany (1995) en las profundidades de 0-10 cm y 0-20 cm. A partir de la cuadrícula inicial se seleccionaron 14 puntos en el tratamiento Ri y 10 puntos en tratamiento Sec en los que se determinó densidad aparente (dap) por el método del cilindro (Burke et al., 1986), utilizando cilindros de 100 cm<sup>3</sup> de volumen, en las profundidades de 0 a 6, 6 a 12 y 12 a 18 cm. Con los valores de dap media en Ri y Sec se calculó la masa de suelo y luego se corrigió para llevar los perfiles de suelo en Ri y Sec a masa equivalente hasta la profundidad

analizada (Ellert y Bettany 1995). Finalmente con la masa de suelo corregida y la concentración de CO medida en cada punto se determinó el stock de CO por unidad de superficie.

-Concentración de CO soluble en agua, siguiendo la metodología descrita por Mazzarino et al. (1993). Para ello se preparó una suspensión suelo:agua destilada (1:2) que luego fue agitada 30 min. a 150 rev/min, centrifugada 5 min. a 2500 rev/min y filtrado el sobrenadante a través de un filtro de papel Whatman n° 42. Finalmente se determinó CO por Walkley & Black (Nelson y Sommers 1982).

Los resultados de las determinaciones se analizaron de dos maneras diferentes. Por un lado se realizó un análisis comparando los valores actuales (2007) de las variables concentración de CO, stock de CO y concentración de COsol en las situaciones riego y secano. Por otro lado, se analizó la evolución temporal (1996 – 2007) de la concentración de CO, también bajo las situaciones riego y secano.

#### **4.2.4. Análisis estadístico**

Para el análisis de los valores actuales (año 2007) de concentración de CO, stock de CO y concentración de COsol se realizó un Análisis de Varianza con un Modelo Mixto que permitió modelar la correlación espacial entre las observaciones con un modelo exponencial. En este caso se incluyó un factor de tratamiento, con dos niveles: Riego y Secano. En la estructura de varianzas y co-varianzas se consideró varianzas homogéneas entre los niveles de tratamiento, *i.e.* se consideró que las varianzas entre las observaciones bajo riego fueron iguales entre sí pero, a su vez, diferentes a las varianzas de las observaciones bajo secano. Se realizó un análisis para cada profundidad. Las comparaciones entre los distintos niveles del factor de

tratamiento fueron realizadas con un test *a posteriori* LSD Fisher con un nivel de significación de 0,05.

Para el análisis de la evolución temporal de concentración de CO se realizó un Análisis de Varianza con un Modelo Mixto contemplando la estructura de correlación espacial con un modelo exponencial. En este caso, además del factor de tratamiento “riego vs. seco”, se incluyó el factor “año de medición”, también con dos niveles: 1996 y 2007. Nuevamente se realizó un análisis para cada profundidad y las comparaciones entre los distintos niveles de los tratamientos fueron realizadas con un test *a posteriori* LSD Fisher con un nivel de significación de 0,05.

Posteriormente se calculó la variable “variación1996-2007” como la diferencia entre el CO medido en el año 2007 y el CO medido en el año 1996, para los tratamientos Ri y Sec. Luego, se ajustó un modelo lineal mixto que contempló las correlaciones espaciales entre las observaciones y varianzas homogéneas para cada tratamiento. Todos los análisis fueron realizados con el Módulo de Modelos Mixtos del programa estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2009).

### 4.3. RESULTADOS

#### 4.3.1. Concentración actual y variación en el tiempo del carbono orgánico del suelo

Los valores de concentración de CO al momento del muestreo del año 2007 fueron, en promedio de los dos tratamientos, de 1,72, 1,17, 0,76 y 0,42 % para las profundidades de 0-10, 10-20, 20-40 y 40-80 cm respectivamente. La Figura 4.1 muestra que no se observaron diferencias estadísticamente significativas (valor  $p < 0.05$ ) entre los tratamientos aplicados en ninguna de las profundidades analizadas. Sin embargo, tanto en el estrato superficial (0-10 cm) como en el más profundo (40-80 cm) se observó una tendencia (significancia estadística al 10%) de mayor valor de CO en el tratamiento Ri.

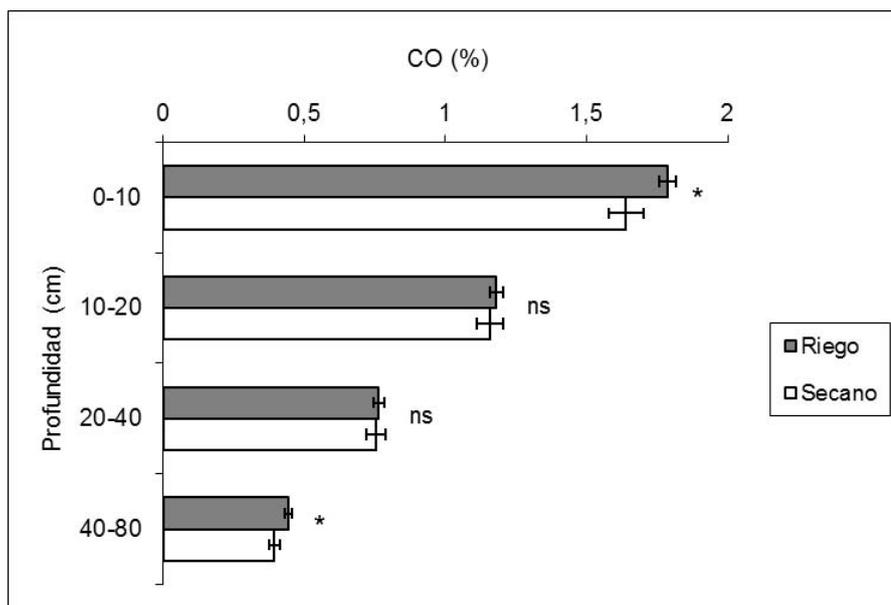


Figura 4.1. Concentración de carbono orgánico (CO) a diferentes profundidades para los tratamientos riego y secano. CO= carbono orgánico del suelo; ns= diferencias no significativas (valor  $p < 0,05$ ) entre los tratamientos Ri y Sec dentro de la misma profundidad. \* indican diferencias significativas (valor  $p < 0,1$ ). Barras horizontales indican el error estándar de la media.

En la Figura 4.2 se presentan los resultados de concentración de COsol obtenidos en ambos tratamientos (riego y seco). Nuevamente se observó una disminución de los valores de concentración de COsol al incrementarse la profundidad de muestreo. Sin embargo, dentro de cada estrato de suelo, se midieron mayores valores de COsol en el tratamiento Ri (diferencias significativas al 5%). Las mayores diferencias a favor del riego se observaron hasta 40 cm de profundidad (+24% de 0-10 y 10-20 cm y +32% de 20-40 cm) mientras que en el horizonte más profundo (40-80 cm) las diferencias fueron del orden del 15%.

Al analizar todo el perfil hasta 80 cm de profundidad, se encontró una alta relación positiva entre las concentraciones de COsol y CO. Las variaciones en el CO del suelo explicaron un 84% de la variabilidad obtenida en COsol (valor  $p < 0,0001$ ) (Figura 4.3). Por su parte, para ver relaciones entre las variables en cada estrato de suelo, se realizaron regresiones lineales múltiples. Los resultados se presentan en el Cuadro 4.1. Hasta 40 cm de profundidad, el COsol se relacionó positivamente con la concentración de CO y el PSI del suelo (Ver Capítulo 3) (valor  $p < 0,0001$ ). Estas dos variables explicaron un 67% de la variabilidad obtenida en las capas de 0 a 10 y 10 a 20 cm, y un 51% en la capa de 20-40 cm. En el horizonte más profundo (40-80 cm) el COsol se relacionó con el PSI (valor  $p < 0,05$ ), pero esta variable explicó sólo un 10% de la variabilidad obtenida en COsol.

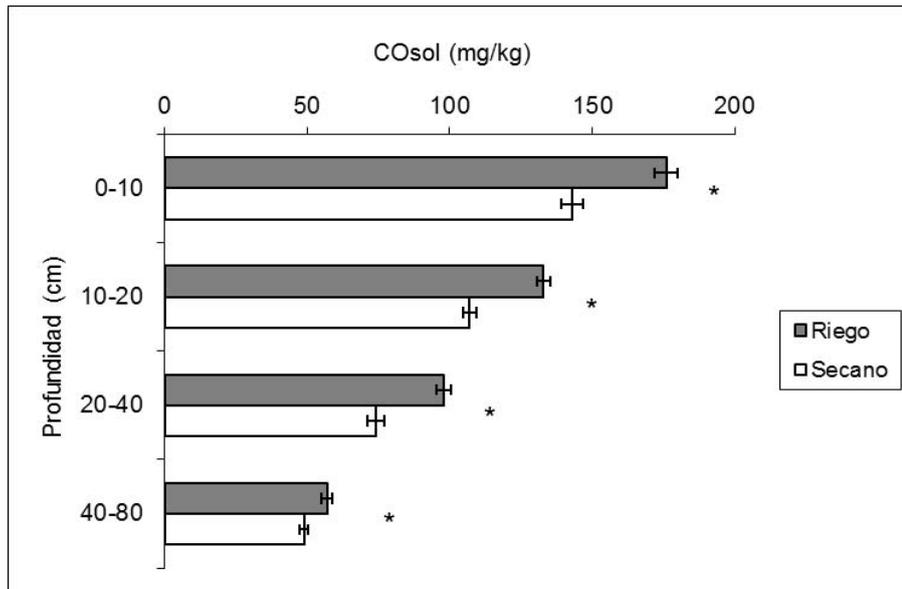


Figura 4.2. Concentración de carbono orgánico soluble en agua a diferentes profundidades para las situaciones riego y secano. COsol= carbono orgánico soluble del suelo.\* indican diferencias significativas (*valor p* < 0,05) entre los tratamientos Ri y Sec dentro de la misma profundidad. Barras horizontales indican el error estándar de la media.

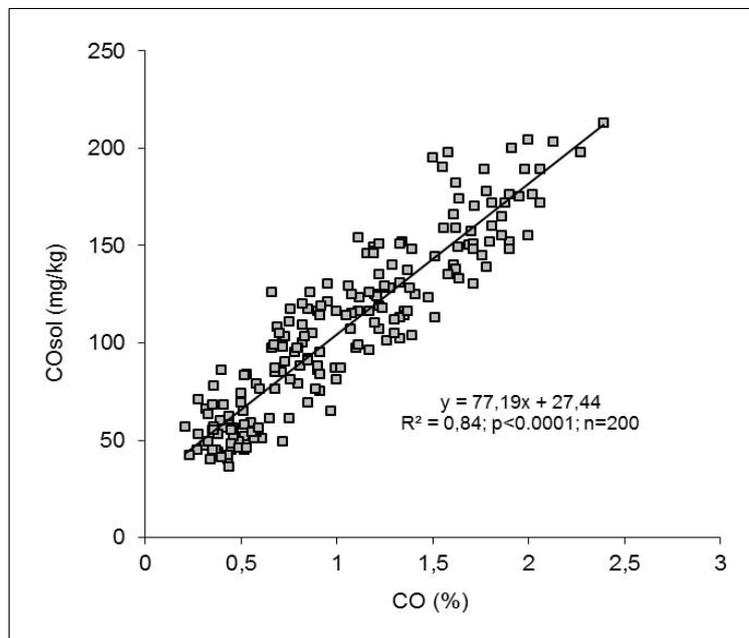


Figura 4.3. Relación entre las variables carbono orgánico y carbono orgánico soluble en agua para el perfil de suelo hasta 80 cm de profundidad, en las situaciones riego y secano. CO= carbono orgánico del suelo; COsol= carbono orgánico soluble en agua.

Cuadro 4.1. Relación entre el carbono orgánico soluble y otras variables de fertilidad química del suelo, para cada profundidad de suelo analizada.

Profundidad (cm)	Ecuación	Valor p	R <sup>2</sup>
0-10	COsol= 46,6 + 54,3CO + 5,2PSI(n=50)	< 0,0001	0,67
10-20	COsol= 75,4 + 20,7CO + 4,6PSI (n=50)	< 0,0001	0,67
20-40	COsol= 39,5 + 40,2CO + 3,5PSI (n=50)	<0,0001	0,51
40-80	COsol= 48,3 + 0,9PSI (n=50)	0,0267	0,10

COsol: carbono orgánico soluble en agua (mg/kg), CO: carbono orgánico (%), PSI: porcentaje de sodio intercambiable (%). En cada profundidad de suelo se incluyen valores de las situaciones bajo riego y seco.

La comparación de los datos de concentración de CO obtenidos en 1996, 2007 y su variación en el tiempo se presentan en la Figura 4.4. En la profundidad de 0 a 20 cm la interacción tratamiento x tiempo no fue significativa (valor p= 0,37), es decir al inicio del experimento, en 1996, los valores de CO tanto en el tratamiento Ri como en el tratamiento Sec eran iguales, luego el CO se incrementó en ambos tratamientos y en 2007 tampoco se observaron diferencias significativas (al 5%) entre Ri y Sec. Sin embargo, al analizar los datos desde el punto de vista de la variación, se observó una tendencia (significancia estadística al 10%) de mayor variación del CO del suelo en el tratamiento Ri. Por el contrario, en la profundidad de 20 a 40 cm la interacción tratamiento x tiempo fue significativa (valor p < 0,05). Esto es que en 1996 el valor inicial de CO era mayor en el tratamiento Sec que en el tratamiento Ri, luego el CO fue menor en ambos tratamientos y en 2007 no se observaron diferencias significativas entre Ri y Sec, indicando una disminución del CO del suelo significativamente menor (valor p < 0,05) en Ri que en el tratamiento Sec.

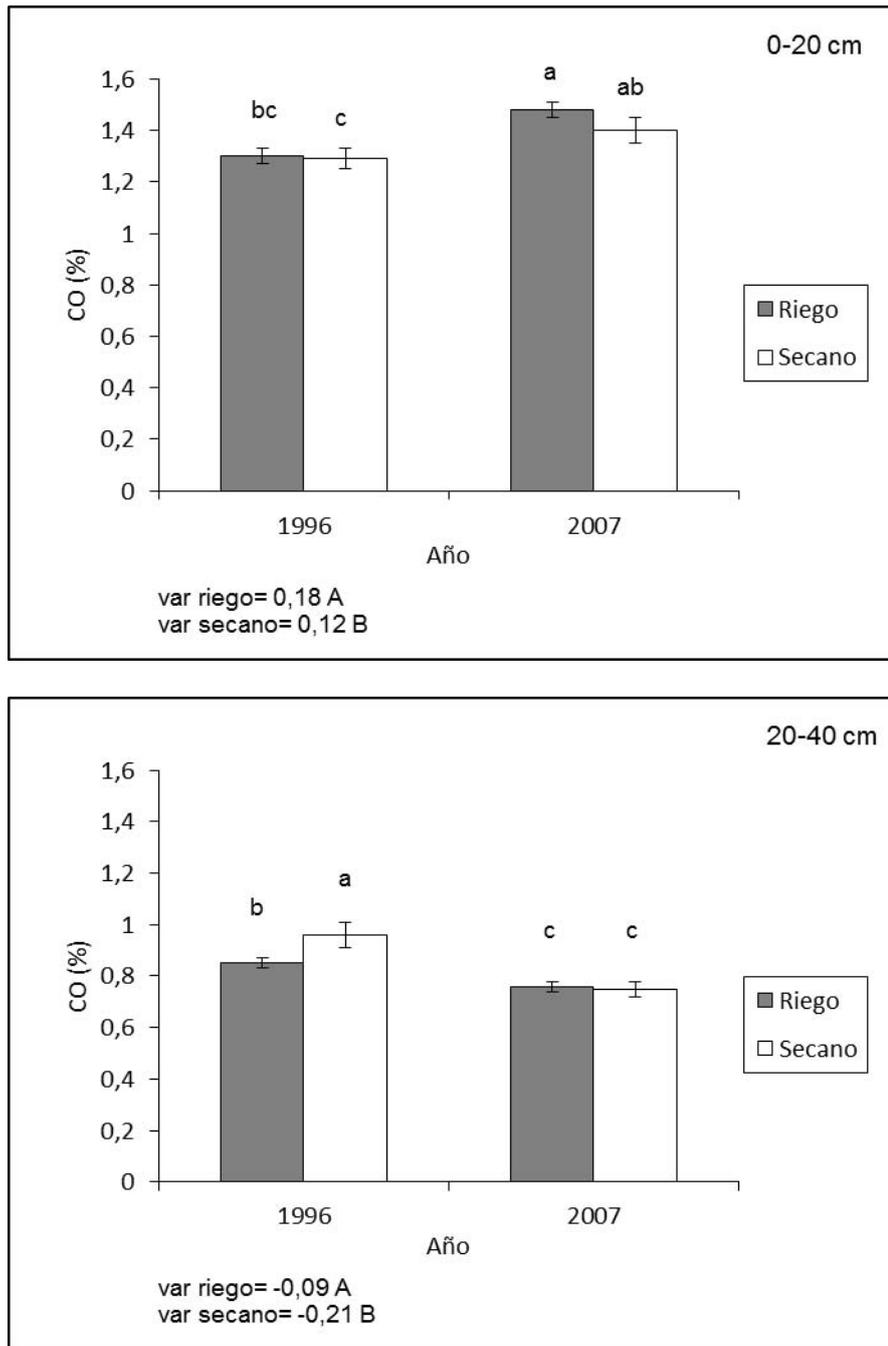


Figura 4.4. Concentración de CO inicial (1996), actual (2007) y su variación (1996 vs 2007) para las situaciones riego y secano, en los estratos de 0 a 20 y 20 a 40 cm. CO= carbono orgánico del suelo; var= variación (delta 2007-1996). Letras distintas en minúscula indican diferencias significativas (valor  $p < 0,05$ ). Letras distintas en mayúscula indican diferencias significativas (valor  $p < 0,1$  para 0-20 cm y valor  $p < 0,05$  para 20-40 cm) para la variable “variación”. Barras verticales indican el error estándar de la media.

#### 4.3.2. Stock y balance de carbono orgánico del suelo

El stock de C actual acumulado en el suelo, no presentó diferencias significativas entre tratamientos (valor  $p < 0,05$ ) desde la superficie hasta la profundidad de 20 cm, aunque se observó una tendencia (significativa al 10%) de mayor valor de CO en el tratamiento Ri (Cuadro 4.2). Considerando que los valores de concentración de CO inicial (1996) en el estrato de 0-20 cm fueron similares en el tratamiento Ri y en el tratamiento Sec, se podría inferir que los stocks de CO iniciales también fueron iguales aún sin conocer su valor exacto. Luego, si el CO del suelo se incrementó en el tiempo en ambos tratamientos (Figura 4.4), se pudo estimar un aumento diferencial del stock de CO en Ri respecto a Sec del orden de 2,43 tnC/ha en 11 años de riego (Cuadro 4.2), equivalentes a 0,221 tnC/ha/año.

Por otro lado, el aporte de C de los residuos (rastrajo + raíces) se presenta en el Cuadro 4.3. Estos valores fueron calculados a partir del rendimiento anual (promedio del período 1996-2007) de los cultivos que integran las dos rotaciones (Cuadro 2.5). Los aportes no mostraron diferencias entre secuencias de cultivos en ambos tratamientos. Sin embargo, cuando se compararon los tratamientos riego y seco, independientemente de la secuencia de cultivos, se observa que en el tratamiento Ri se produjo un incremento de los aportes de residuos de cosecha en comparación con el tratamiento Sec; consecuentemente aumentó en ese tratamiento el C aportado por los residuos (Cuadro 4.3). En promedio Ri tuvo disponible 1,92 tnC/ha/año más que Sec para aportar al suelo, por lo que en el tratamiento Ri hubo un mayor aporte de C acumulable en el suelo.

De esta forma, de 1,92 tnC/ha/año producidos en el tratamiento Ri en forma adicional al aporte de C en el tratamiento Sec, solo se acumularon en los primeros 20 cm de suelo 0,221 tnC/ha/año. Es decir se acumuló en el suelo sólo un 11% del total de

C aportado por los residuos de cosecha. En consecuencia la emisión estimada de C-CO<sub>2</sub> a la atmósfera desde el perfil en la profundidad de 0 a 20 cm por mineralización del humus fue mayor en el tratamiento Ri en comparación con el tratamiento Sec. En el tratamiento Ri se perdieron aproximadamente 1,70 tnC-CO<sub>2</sub>/ha/año más que en Sec por descomposición y mineralización.

Cuadro 4.2. Stock de CO actual (2007) a diferentes profundidades para las situaciones riego y secano.

	CO -tn/ha-	
	0-10 cm	0-20 cm
Riego	21,30 (±0,36) (a)	37,75(±0,63) (a)
Secano	19,65(±0,73) (b)	35,32(±1,35) (b)
Variación	1,65	2,43

CO= carbono orgánico del suelo. Letras distintas indican diferencias significativas (*valor p*<0,1) entre los tratamientos Ri y Sec dentro de la misma profundidad. Error estándar entre paréntesis. Variación= delta Riego – Secano.

Cuadro 4.3. Aporte anual de carbono de los residuos (rastrajo + raíces) para las situaciones de riego y secano.

	Cultivo	Aporte de C* -tn/ha/año-	
		Riego	Secano
Secuencia 1	Trigo	4,00	1,79
	maíz de 2 <sup>a</sup>	3,49	2,48
	soja de 1 <sup>a</sup>	2,93	2,21
	<i>Promedio#</i>	<i>5,21</i>	<i>3,24</i>
Secuencia 2	Trigo	3,73	1,69
	soja de 2 <sup>a</sup>	2,16	1,85
	maíz de 1 <sup>a</sup>	4,70	3,41
	<i>Promedio#</i>	<i>5,30</i>	<i>3,44</i>
Promedio		5,26	3,34

\*aporte anual de carbono de los residuos, calculado según las siguientes fórmulas: trigo= rendimiento (14% agua) \* 2 \* 0,4; maíz= rendimiento (14% agua) \* 1 \* 0,4; soja= rendimiento (14% agua) \* 1,84 \* 0,4 (Alvarez y Steinbach 2006 c).

# para calcular el promedio los valores de trigo/soja de 2<sup>a</sup> y trigo/maíz de 2<sup>a</sup> se suman.

#### 4.4. DISCUSIÓN

El CO del suelo se encontró dentro de los valores registrados normalmente en la literatura local (Lovera et al., 1993) y mostró una marcada estratificación con la profundidad. La distribución estratificada del CO es característica de los sistemas bajo siembra directa continua (Unger 1991; Lavado et al., 1999; Álvarez y Steinbach 2006 d), y en el presente experimento este proceso se observó tanto en el tratamiento Ri como en el tratamiento Sec. Esta distribución de CO en SD se atribuye principalmente a cambios de las fracciones lábiles de la MO (Álvarez et al., 1998, Kay y VandenBygaart 2002; Álvarez et al., 2009).

La acumulación de residuos en superficie y la ausencia de remoción del suelo por la SD llevaron a una ganancia en la concentración de CO en los primeros cm de suelo, que se vio reflejada en el incremento medido en el estrato de 0 a 20 cm y a una pérdida de C en el horizonte subsuperficial (20-40 cm), procesos que ocurrieron en ambos tratamientos (Figura 4.4). Este fenómeno es ampliamente conocido. Distintos autores (por ejemplo Kay y VandenBygaart, 2002) señalaron que el CO se acumula cerca de la superficie del suelo y se pierde a profundidades mayores tan pronto como se convierten los sistemas de labranza convencional a SD, pero que el balance entre estos dos procesos podría cambiar con el tiempo. La descomposición y movimiento de C desde los residuos en la superficie del suelo hacia horizontes más profundos es un proceso relativamente lento en SD (Verma et al., 2005). Por lo tanto, el C derivado de la biomasa radical sería la fuente principal para reponer las pérdidas de CO por respiración microbiana en el horizonte subsuperficial durante los años iniciales de SD (Gale y Cambardella 2000). Sin embargo, en términos cuantitativos el C derivado de raíces es bajo en relación al de los residuos en superficie y no es suficiente para cubrir las pérdidas de CO del suelo por mineralización (Verma et al., 2005).

Las diferencias en los valores de concentración y stock de CO actual entre Ri y Sec fueron de pequeña magnitud. Los estudios que hayan medido la cantidad de CO en riego son escasos y muchas veces contradictorios. En general los antecedentes muestran que las diferencias de CO a favor del riego son de escasa magnitud y en muchos casos no son significativas. Deneff et al. (2008) midieron mayores stocks (entre un 10 y 12%) de CO en riego respecto a seco en los primeros 20 cm de suelo. En ese caso se trabajó con sistemas de producción de trigo, soja y maíz en SD y regados por pivote central durante 34 años en Nebraska (EE. UU). En sistemas productivos diferentes a los del presente experimento, algunos autores determinaron también incrementos de CO bajo riego (Lueking y Schepers 1985; Zhao et al., 2007; Bhattacharyya et al., 2008). En cambio, Ricks Presley et al. (2004) no encontraron mayor cantidad de C en todo el perfil de suelo luego de 28 a 31 años de riego en Kansas (EEUU). Otros autores, tampoco encontraron mayor cantidad de CO en el estrato superficial de suelo bajo condiciones de riego (Verma et al., 2005; De Bona et al., 2006; Martiniello 2007; Nunes et al., 2007).

Si bien las diferencias entre los tratamientos fueron de baja magnitud, se observó en la capa superficial de suelo (0-20 cm) una tendencia de mayor incremento en la concentración y el stock de CO en el tratamiento Ri que en el tratamiento Sec. El valor encontrado en el presente experimento es similar a los 193 kgC/ha/año medidos por Gillabel et al. (2007) en un lote con 33 años de riego por pivote central en Nebraska (Estados Unidos). Este mayor incremento de CO bajo riego se explicaría por un aumento de la producción de residuos de cosecha, que aportan más C al estrato superficial de suelo (Gillabel et al., 2007; Deneff et al., 2008). En el estrato subsuperficial (20-40 cm), en cambio, se produjo una disminución de la concentración CO en ambos tratamientos, aunque el suelo bajo el tratamiento Ri perdió una cantidad

significativamente menor que el suelo ocupado por el tratamiento Sec. La menor pérdida en el tratamiento Ri podría ser explicada por una mayor biomasa de raíces en los estratos subsuperficiales de suelo (Wu et al., 2008) y por un proceso de redistribución del CO en profundidad (Blanco Canqui et al., 2010), debido a un aumento de la producción de COsol por la aplicación de agua de riego por largo tiempo (Jueschke et al., 2008). En efecto, en el presente experimento se incrementó la cantidad de COsol bajo riego en todo el perfil medido, especialmente hasta los 40 cm de profundidad (Figura 4.2).

La presencia de mayores valores de COsol bajo riego, tanto a nivel superficial como subsuperficial, estuvo altamente relacionada con el contenido de CO y con altos valores de PSI del suelo regado (Cuadro 4.1). La materia orgánica humificada es mencionada como una de las principales fuentes de COsol en el suelo (Kalbitz et al., 2000). Por su parte, en condiciones diferentes a la del presente experimento, fue estudiado el efecto de la sodicidad sobre la materia orgánica soluble. En los suelos alcalinos sódicos de la Pampa Deprimida se encontró que el grado de polimerización de la materia orgánica es bajo, con predominio de ácidos fúlvicos que se dispersan rápidamente en el agua (Lavado et al., 1982; Taboada et al., 1987; Lavado y Alconada 1994; Peinemann et al., 2005; Lavado 2006). Debido a la alta solubilidad de la materia orgánica en estos suelos, se reduce el tenor de materia orgánica químicamente estabilizada y representa una importante vía de potenciales pérdidas de CO del suelo (Lavado 2006). Otros factores que favorecerían la liberación de COsol son el incremento en la producción de residuos de los cultivos, una alta actividad microbiana y abundancia de hongos de suelo o cualquier condición que incremente la mineralización de la MO (Kalbitz et al., 2000; Chantigny 2003).

Bajo riego se incrementan los rendimientos de los cultivos pero se aceleran las tasas de descomposición de los residuos y la mineralización del CO. De la combinación de estos dos mecanismos resulta la evolución del CO del suelo. En el presente experimento, se determinó que sólo 11% del total de C adicional en los residuos de cosecha bajo riego se acumuló en los primeros 20 cm de suelo, explicando los incrementos de baja magnitud en los stocks de CO en Ri respecto a Sec. Este fenómeno ha sido reportado por otros autores. Gillabel et al. (2007) en un experimento similar estimaron una más rápida mineralización del CO bajo riego debido a un incremento de la actividad microbiana. Esto se debería a una mayor cantidad de humedad disponible en el suelo por mayor cantidad de tiempo, aspectos críticos en áreas con déficit hídrico. La humedad es el principal factor regulador de la mineralización en la Región Semiárida (Alvarez y Steinbach 2006 c). Incrementos en el flujo de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera han sido medidos bajo riego, tanto en condiciones de labranza convencional como en SD (Jabro et al., 2008; Sainju et al., 2008). De Bona et al. (2008) determinaron también que el proceso de rehumedecimiento del suelo seco que ocurre bajo riego favorece la actividad biológica y genera condiciones para la rápida mineralización de la MO.

#### 4.5. CONCLUSIONES PARCIALES

Al presente se observó una distribución estratificada del CO tanto en el tratamiento bajo riego como en seco. Este tipo de distribución estratificada del CO del suelo es característica de los sistemas bajo siembra directa continua. Se encontraron mayores valores de CO bajo riego, pero de escasa magnitud. Al analizar la evolución del CO en el tiempo se observó que la aplicación de riego a un suelo manejado bajo SD produjo una tendencia de mayor incremento de CO en el estrato superficial (0-20 cm) y una menor pérdida de CO en el subsuperficial (20-40 cm) en comparación al sistema en seco.

El mayor incremento de carbono bajo riego se explica por un aumento de la producción de residuos de cosecha, mientras que la menor pérdida de carbono en el estrato de 20 a 40 cm se debería a una mayor biomasa de raíces en los estratos subsuperficiales de suelo y a un proceso de redistribución del CO en profundidad, debido a un aumento de la producción de CO<sub>sol</sub> por la aplicación de agua de riego por un período largo de tiempo. Si bien con riego se incrementan los rendimientos de los cultivos y el aporte de carbono que llega al suelo, también se aceleran las tasas de descomposición de los residuos y mineralización del CO del suelo, explicando la pequeña magnitud de los incrementos de CO bajo riego.

Los resultados de las mediciones de CO del suelo en el presente experimento permiten aceptar la hipótesis planteada.

**CAPÍTULO 5. PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO EN SISTEMAS DE  
PRODUCCIÓN CON RIEGO COMPLEMENTARIO Y SIEMBRA DIRECTA**

## 5.1. INTRODUCCIÓN

Es ampliamente conocido que en sistemas irrigados el ingreso de sodio al complejo de intercambio del suelo produce dispersión e hinchamiento de las arcillas, con un efecto negativo sobre la agregación de las partículas (Frenkel et al., 1978; Pupisky y Shaimberg 1979; Suarez et al., 1984). La dispersión de arcillas puede ocurrir aún a valores bajos de PSI del suelo si la concentración salina de la solución no alcanza el umbral de floculación (Frenkel et al., 1978). El fenómeno de hinchamiento, en cambio, se hace evidente a valores altos de PSI (Pupisky y Shaimberg 1979). Otro mecanismo de ruptura de agregados que puede incrementarse en suelos con altos contenidos de sodio de intercambio, es el estallido durante el humedecimiento de los agregados (Shaimberg et al., 2001). En concordancia con lo anterior, se ha demostrado, en general, que la EA del suelo puede ser negativamente afectada aún utilizando aguas de riego con valores bajos de valor RAS, particularmente cuando la concentración salina de la solución del suelo es baja (Crescimanno et al., 1995) o en sistemas que alternaron riego suplementario y lluvias (Tedeschi y DellAquila 2005; Pilatti et al., 2006).

Por otro lado, los estudios realizados desde hace muchos años en suelos con bajo PSI, han demostrado el rol fundamental de la MO sobre la estabilidad de la estructura del suelo (Tisdall y Oades 1982; Oades 1984; Dexter 1988; Oades y Waters 1991). En cambio, los efectos de la MO sobre la EA en suelos con altos contenidos de sodio de intercambio fueron menos estudiados. Barzegar et al. (1997) estudiaron la influencia de la MO sobre la estabilidad estructural en suelos con valores crecientes de PSI. Estos autores determinaron, aún con altos niveles de sodio intercambiable, el efecto preponderante que tienen la MO y los mecanismos físicos de agregación (por ejemplo agentes orgánicos que enlazan partículas de suelo, fenómeno conocido como “binding”)

por sobre la agregación a través de enlaces iónicos, que requieren la presencia de cationes multivalentes para formar puentes.

Cuando se afecta la estructura del suelo por un incremento del sodio de intercambio, el movimiento del agua en los suelos, particularmente bajo riego, es afectado negativamente. Este fenómeno, cuantificado a través de la infiltración y la conductividad hidráulica, ha sido ampliamente estudiado en diferentes regiones del mundo (Agassi et al., 1981; Baumhardt et al., 1992; Crescimanno et al., 1995; Wienhold y Trooien 1998; Bagarello et al., 2006) y en algunos experimentos bajo riego en el país (Lavado 1977; Peinemann et al., 1998; Pilatti et al., 2006; Ghiberto et al., 2007; Mon et al., 2007; Torres Duggan et al., 2010). En menor medida, se han investigado los efectos del contenido de MO del suelo sobre su conductividad hidráulica saturada (Lado et al., 2004).

Como ya se ha mencionado en capítulos previos, los sistemas manejados en SD producen en el largo plazo una mejora en los niveles de MO (Unger 1991; Potter et al., 1997) y consecuentemente en la agregación de la capa superficial del suelo (Buschiazzo et al. 1998; Six et al., 1999; Micucci y Taboada 2006). Este proceso favorecería el ingreso de agua y su movimiento dentro del suelo (Azooz et al., 1996; Arshad et al., 1999), que son aspectos fundamentales para la producción de los cultivos en zonas semiáridas y subhúmedas. Por otro lado, como se dijo en párrafos anteriores, la sodificación de los suelos bajo riego produciría dispersión de la fracción coloidal del suelo, afectando negativamente la agregación y las propiedades de transmisión del agua. No obstante, normalmente la irrigación causa un incremento de la producción de residuos de cosecha (Lal et al., 1998), que generalmente tiene un efecto positivo sobre la estabilización de la estructura del suelo (Blanco-Canqui et al., 2010). En base a estos factores, que pueden actuar en forma antagónica, el presente capítulo apunta a estudiar

el efecto del riego complementario por más de una década, sobre las propiedades físicas de un suelo manejado bajo SD.

### **5.1.1. Objetivos**

1. Cuantificar cambios en algunas propiedades físicas del suelo vinculadas a la agregación del suelo a raíz de la aplicación de riego complementario, en sistemas de producción bajo siembra directa.
2. Establecer relaciones entre las propiedades de fertilidad física y química del suelo bajo riego complementario y siembra directa.

### **5.1.2. Hipótesis**

1. Si bien el riego complementario produce un ingreso de sodio al suelo, su efecto negativo sobre las propiedades físicas del suelo es contrarrestado por el mayor aporte de carbono bajo riego.
2. Existe una relación cuantitativa entre CO, EA y tasa de infiltración en ambos sistemas, irrigado y en seco.

## **5.2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **5.2.1. Características del experimento**

Los detalles generales del experimento se refieren en el Capítulo 2.

### **5.2.2. Muestreo de suelo**

Para responder a los objetivos planteados se tomaron muestras siguiendo la cuadrícula inicial. Se debe mencionar que para las variables “estabilidad de agregados” y “densidad aparente” se muestrearon 14 puntos en Ri y 10 puntos en Sec, correspondientes a los sectores 3 y 4 del experimento. Mientras, para “infiltración” se tomaron 28 puntos bajo riego y 22 en secano, en la totalidad del experimento (ver Figura 2.2 – Capítulo 2). Las muestras de los sitios seleccionados se tomaron durante el invierno y primavera del año 2007, posterior a la cosecha de los cultivos de verano, tanto en condiciones bajo riego como en secano.

### **5.2.3. Determinaciones**

En cada muestra se determinó:

-Infiltración: se determinó utilizando el método del anillo simple (USDA 1999). Para ello se utilizó un anillo de 15 cm (6 pulgadas) de diámetro que fue introducido en el suelo hasta una profundidad de 7,5 cm (3 pulgadas). Luego se cubrió con una lámina de plástico, el anillo y la superficie del suelo dentro del anillo para evitar disturbar la superficie del suelo al agregar agua. Se agregaron 2,54 cm (1 pulgada) de agua en el interior del anillo, se retiró el plástico y se midió el tiempo que demoró en infiltrar el agua (Figura 5.1). Este procedimiento se realizó dos veces, siendo la velocidad de infiltración registrada la obtenida en la 2<sup>o</sup> medición. Esto es debido a que el primer agregado de agua homogeniza la humedad del suelo, y el segundo agregado da una

mejor estimación de la velocidad de infiltración del suelo. En cada punto muestreado se realizaron mediciones de infiltración por triplicado.

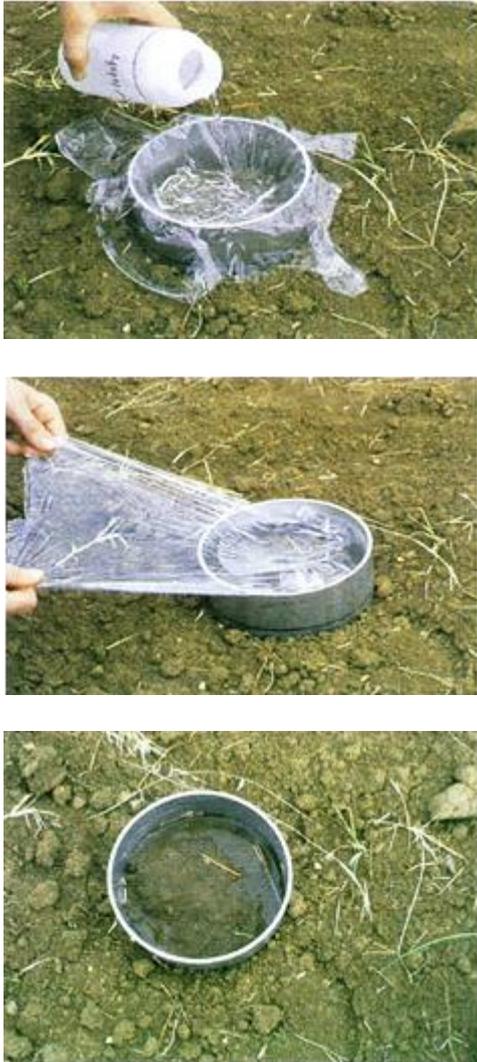


Figura 5.1. Imágenes de la medición de infiltración de agua con anillo simple (USDA 1999).

-Densidad aparente (DAP): se determinó por el método del cilindro (Burke et al., 1986). Se utilizaron cilindros de  $100 \text{ cm}^3$  de volumen en las profundidades de 0 a 6 cm, 6 a 12 cm y 12 a 18 cm. En cada punto de la cuadrícula muestreado se realizaron mediciones de densidad por duplicado.

-Estabilidad de agregados: se determinó por el método de tamizado en húmedo, en las profundidades de 0 a 6cm, 6 a 12 cm y 12 a 18 cm. En cada punto seleccionado se tomó una muestra compuesta de dos submuestras sin disturbar. Posteriormente, las muestras se desagregaron y secaron siete días a temperatura ambiente. Las muestras secas fueron tamizadas a través de un set de tamices de 1 y 2 mm en forma automática durante 30 segundos. De esta forma se obtuvieron macroagregados entre 1 y 2 mm de diámetro, sobre los cuales se determinó estabilidad por tamizado en húmedo (con humedecimiento rápido de los macroagregados) siguiendo la metodología descrita por Kemper y Rosenau (1986), utilizando un equipo marca Eijkelkamp (Figura 5.2). Esto es, utilizando un sólo tamiz de 250 micrones en el que se coloca una cantidad conocida de muestra y se somete a un movimiento ascendente y descendente en agua durante 3 minutos. La fracción estable es aquella que permanece agregada respecto del total de la muestra.



Figura 5.2. Imagen del equipo utilizado para medir estabilidad de agregados por el método de Kemper y Rosenau (1986).

#### 5.2.4. Análisis estadístico

Para el análisis de los valores actuales (año 2007) de DAP, EA e infiltración se realizó un Análisis de Varianza con un Modelo Mixto que permitió modelar la correlación espacial entre las observaciones con un modelo exponencial. En este caso se

incluyó un factor de tratamiento, con dos niveles: Riego y Secano. En la estructura de varianzas y co-varianzas se consideró varianzas homogéneas entre los niveles de tratamiento, *i.e.* se consideró que las varianzas entre las observaciones bajo riego fueron iguales entre sí pero, a su vez, diferentes a las varianzas de las observaciones bajo secano. Se realizó un análisis para cada profundidad. Las comparaciones entre los distintos niveles del factor de tratamiento fueron realizadas con un test *a posteriori* LSD Fisher con un nivel de significación de 0,05.

Para el establecimiento de relaciones entre variables físicas y químicas del suelo se realizaron Análisis de Regresión Lineal Múltiple y Análisis de Componentes Principales (ACP). Para ello se utilizaron los datos de los puntos de la cuadrícula en donde se midieron todas las variables; *i.e.* 14 puntos en el tratamiento Ri y 10 puntos en el tratamiento Sec, correspondientes a los sectores 3 y 4 del experimento (ver Figura 2.2 – Capítulo 2). Se realizó un ACP para cada profundidad (0-10 y 10-20 cm). La variable “infiltración” se incluyó en el ACP de la capa de 0 a 10 cm. Para la variable EA, los valores en el estrato de 0-6 cm se relacionaron con los valores de fertilidad química del estrato de 0-10 cm, y la EA de 12-18 cm con los valores del estrato de 10-20 cm de suelo. No se tuvieron en cuenta los datos de EA para la capa de suelo de 6-12 cm. Todos los análisis fueron realizados con el programa estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2009).

### 5.3. RESULTADOS

#### 5.3.1. Densidad aparente, estabilidad de agregados e infiltración

Los valores de DAP mostraron un incremento con la profundidad del suelo en los dos tratamientos aplicados. En ese contexto, la DAP medida en el tratamiento Ri fue significativamente superior (valor  $p < 0,05$ ) a la cuantificada en el tratamiento Sec, en todas las profundidades analizadas (Cuadro 5.1). La EA medida de 0 a 6 cm fue superior a la obtenida en los estratos subsuperficiales (6-12 y 12-18 cm) en ambos tratamientos. En la capa superficial se observaron diferencias significativas (valor  $p < 0,05$ ) a favor del tratamiento Ri, mientras que no se obtuvieron diferencias entre los tratamientos para los dos horizontes más profundos (Cuadro 5.1). Finalmente, para la variable infiltración del agua no se observaron diferencias significativas (valor  $p < 0,05$ ) entre los tratamientos Ri y Sec. Los resultados mostraron, en este caso, una alta variabilidad entre las mediciones dentro de cada tratamiento, con CV de 49% y 54% para Ri y Sec respectivamente (Figura 5.3).

Cuadro 5.1. Valores de densidad aparente y estabilidad de agregados actual (año 2007) del suelo a diferentes profundidades, para las situaciones riego y secano.

Profundidad -cm-	Tratamiento	Densidad aparente -g/cm <sup>3</sup> -	Estabilidad de agregados -%-
0-6	Riego	1,09 ( $\pm 0,02$ ) (a)	67 ( $\pm 2$ ) (a)
	Secano	1,03 ( $\pm 0,02$ ) (b)	48 ( $\pm 3$ ) (b)
6-12	Riego	1,42 ( $\pm 0,01$ ) (a)	36 ( $\pm 2$ ) (a)
	Secano	1,35 ( $\pm 0,01$ ) (b)	34 ( $\pm 4$ ) (a)
12-18	Riego	1,41 ( $\pm 0,01$ ) (a)	25 ( $\pm 1$ ) (a)
	Secano	1,35 ( $\pm 0,01$ ) (b)	28 ( $\pm 2$ ) (a)

Letras distintas indican diferencias significativas ( $valor\ p < 0,05$ ) dentro de la misma profundidad y dentro de la misma columna. Error estándar entre paréntesis.

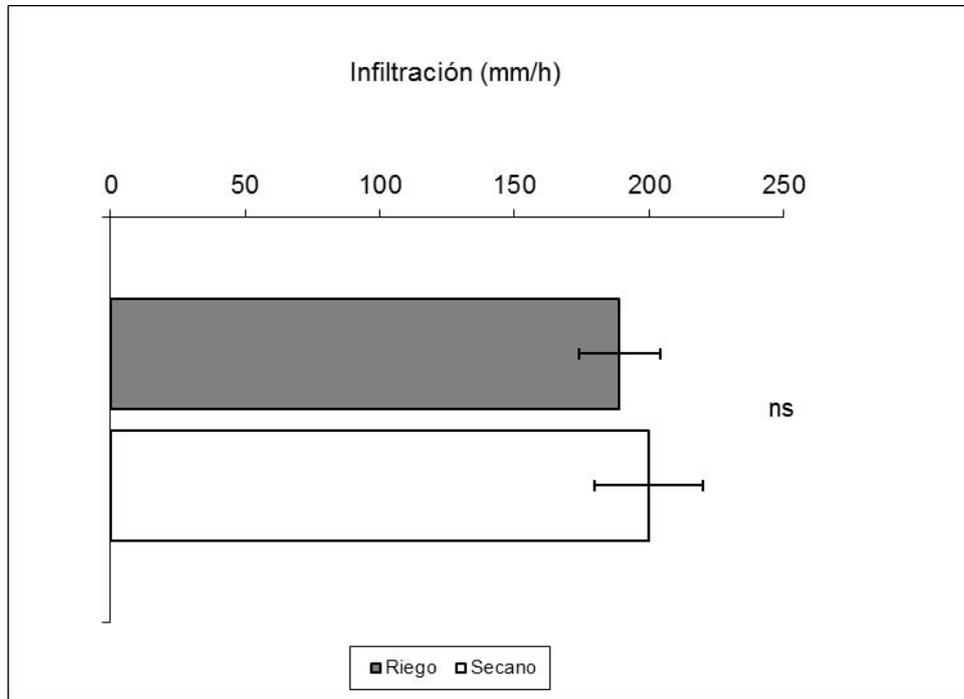


Figura 5.3. Infiltración del agua en el suelo para las situaciones riego y secano. ns= diferencias no significativas ( $valor\ p < 0,05$ ) entre los tratamientos Ri y Sec. Barras horizontales indican el error estándar de la media.

### 5.3.2. Relación entre propiedades físicas y químicas del suelo

Los resultados del ACP se presentan en las Figuras 5.4 y 5.5. Las dos primeras componentes explicaron un 65% y 59% de la variabilidad total en las observaciones para las capas de 0 a 10 y 10 a 20 cm respectivamente. En las dos profundidades analizadas se observó sobre la primera componente (CP 1) una clara separación entre los tratamientos Ri y Sec. Las variables que explicaron mejor este comportamiento en el estrato 0-10 cm fueron CE,  $Na^+$ , PSI, pH y EA, con los mayores pesos positivos y  $Mg^{2+}$ , con el mayor peso negativo. En el estrato de 10-20 cm se sumaron COsol y Dap con un alto peso positivo. CO e infiltración fueron propiedades que no explicaron la

variabilidad entre riego y secano. Estos resultados se encuentran en concordancia con los presentados y discutidos en los Capítulos 3 y 4 de la presente tesis. La segunda componente (CP 2) separó las observaciones por su ubicación en el lote experimental (sector 3 vs. sector 4). Sobre este eje se destacó el alto peso de la variable CO en ambas profundidades, indicando mayores valores de CO asociados al sector 4. Como se mencionó en el Capítulo 2, el sector 4 corresponde a un área de relieve “bajo” respecto al resto del lote, por lo que presentó mayores valores de CO desde el inicio del experimento en el año 1996.

Sobre el biplot de componentes principales se puede observar también la asociación entre las variables. En la profundidad de 0 a 10 cm se destaca la relación positiva entre Infiltración y CO del suelo por un lado, y la ausencia de asociación entre Infiltración y PSI del suelo por el otro. No se encontró una relación entre Infiltración y la variable EA. Respecto de la EA, se observaron en el biplot los más altos valores asociados al tratamiento Ri, a pesar de los altos valores de  $\text{Na}^+$  y PSI bajo riego. Sin embargo, se pudo obtener una explicación más detallada de las variables que afectaron a la EA e Infiltración a partir del análisis de regresión múltiple.

El análisis de regresión múltiple que incluyó la totalidad del perfil de suelo medido (0-20 cm), permitió explicar la variación vertical de la EA y mostró que la misma se relacionó positivamente con la concentración de CO en el tratamiento Sec y con CO y salinidad del suelo (CE) en el tratamiento Ri. En el caso de la situación bajo riego, las dos variables mencionadas explicaron más del 80% de la variabilidad obtenida en EA (Cuadro 5.2). Por su parte, el análisis de regresión múltiple que incluyó a ambos tratamientos permitió explicar la variación horizontal de la EA en el estrato superficial de suelo. Se observó en la capa de 0 a 10 cm una relación significativa (valor  $p < 0,0001$ ), positiva, entre EA y las variables CO y CE del suelo (Ecuación 1).

Finalmente, se obtuvo una regresión estadísticamente significativa entre Infiltración y las variables CO y DAP del estrato 0-6 cm (Ecuación 2).

(Ec. 1)  $EA = -10,2 + 15,5 CO + 198,2 CE$ ;  $n=24$ , valor  $p < 0,0001$ ,  $R^2 = 0,61$ ; donde EA: estabilidad de agregados (%), CO: carbono orgánico (%), CE: conductividad eléctrica (1:2,5) (dS/m).

(Ec. 2)  $I = -15,3 + 335,5 CO - 343,9 DAP$ ;  $n=22$ , valor  $p = 0,0028$ ,  $R^2 = 0,46$ ; donde I: infiltración (mm/h), CO: carbono orgánico (%), DAP: densidad aparente ( $gr/cm^3$ ).

Cuadro 5.2. Relación entre la variable estabilidad de agregados y las variables de fertilidad química del suelo, para la situaciones riego y secano.

Tratamiento	Ecuación	P valor	R <sup>2</sup>
Ri	$EA = -78,6 + 41,8 CO + 263,9 CE$ (n=28)	< 0,0001	0,81
Sec	$EA = -8,7 + 29,6 CO$ (n=20)	0,0006	0,49

EA: estabilidad de agregados (%), CO: carbono orgánico (%), CE: conductividad eléctrica (1:2,5) (dS/m).

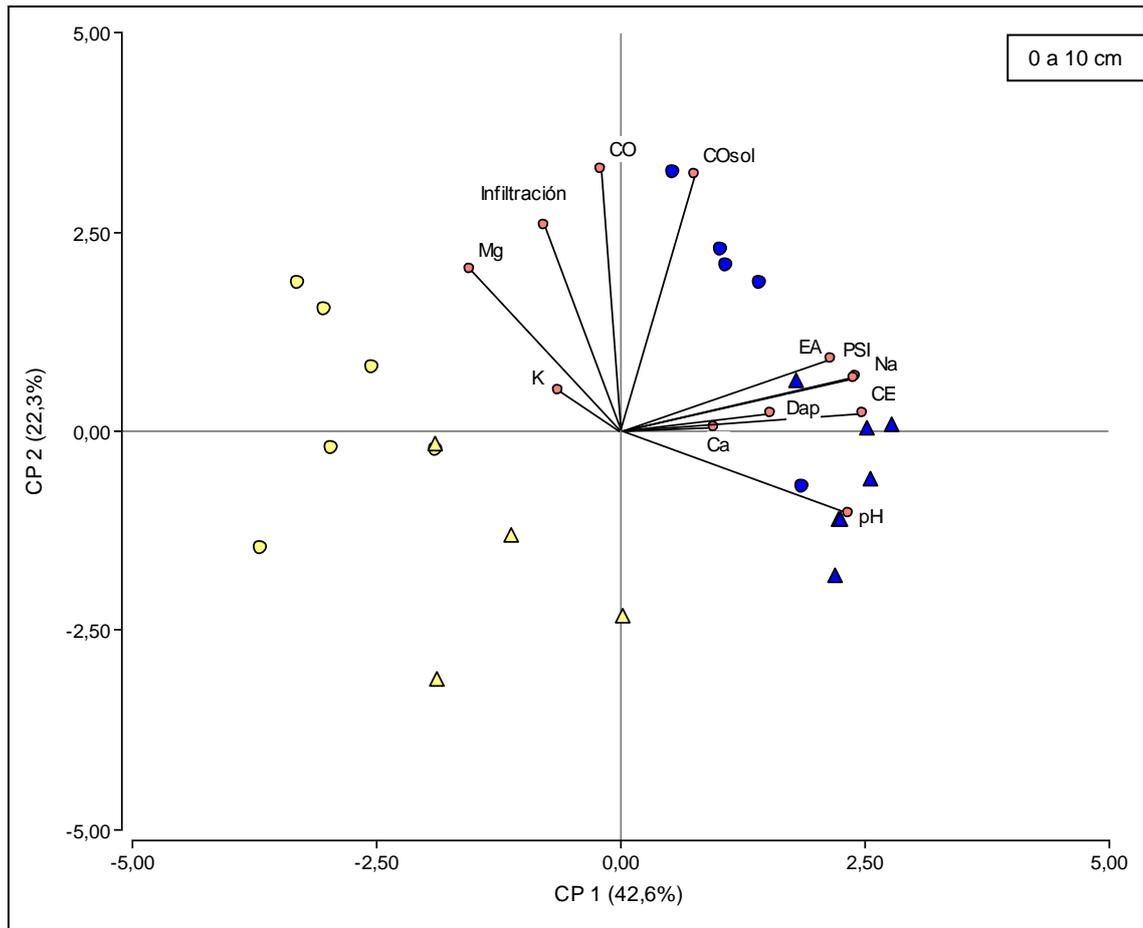


Figura 5.4. Biplot de análisis de componentes principales para la profundidad de 0 a 10 cm.

Los vectores indican el peso relativo de cada variable sobre los ejes. Ca: calcio; CE: conductividad eléctrica (1:2,5); CO: carbono orgánico; COsol: carbono orgánico soluble en agua; Dap: densidad aparente; EA: estabilidad de agregados; K: potasio; Mg: magnesio; Na: sodio; PSI: porcentaje de sodio intercambiable. En azul, valores del tratamiento Ri; en amarillo, valores del tratamiento Sec; los triángulos son los valores obtenidos en el sector 3 del lote experimental; los círculos son los valores obtenidos en el sector 4 del lote experimental.

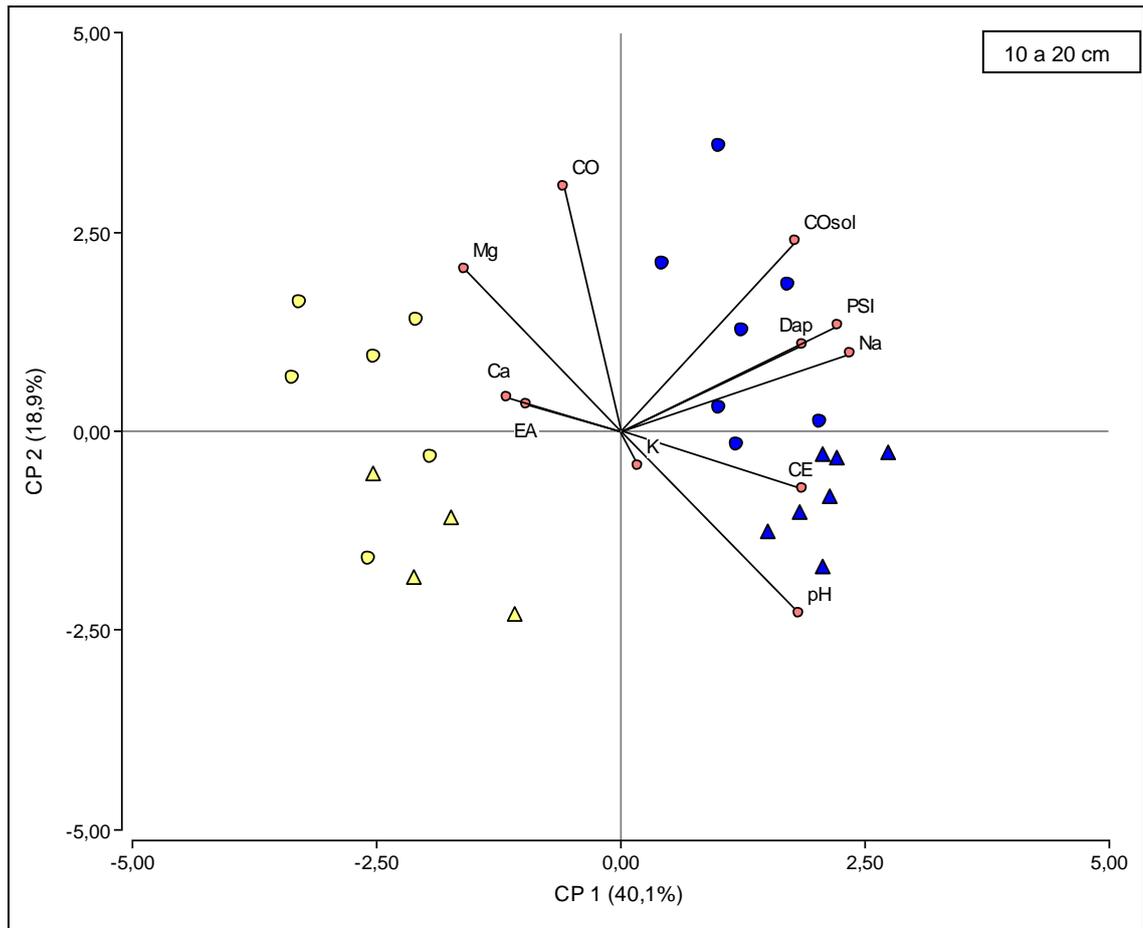


Figura 5.5. Biplot de análisis de componentes principales para la profundidad de 10 a 20 cm. Los vectores indican el peso relativo de cada variable sobre los ejes. Ca: calcio; CE: conductividad eléctrica (1:2,5); CO: carbono orgánico; COsol: carbono orgánico soluble en agua; Dap: densidad aparente; EA: estabilidad de agregados; K: potasio; Mg: magnesio; Na: sodio; PSI: porcentaje de sodio intercambiable. En azul, valores del tratamiento Ri; en amarillo, valores del tratamiento Sec; los triángulos son los valores obtenidos en el sector 3 del lote experimental; los círculos son los valores obtenidos en el sector 4 del lote experimental.

#### 5.4. DISCUSIÓN

Los valores de DAP siguen la normal diferencia entre el horizonte superficial y los horizontes subsuperficiales, que ha sido específicamente reportada para sistemas en seco, manejados en SD, en la región bajo estudio (Buschiazzo et al., 1998; Peirone et al., 2008). En el primer horizonte influye marcadamente el CO y la actividad de la macrofauna del suelo que permitirían mantener valores bajos de DAP (Kay y VandenBygaart 2002; Alvarez et al., 2009). Por su parte, los valores a nivel subsuperficial estarían dentro del rango considerado como normal para suelos de textura franco-limosa (*i.e.* entre 1,3 y 1,4 g/cm<sup>3</sup>), por lo que no estarían afectando negativamente al crecimiento radical de los cultivos. Para la textura estudiada se mencionan valores de DAP de 1,55 a 1,60 g/cm<sup>3</sup>, a partir de los cuales puede ser afectado el crecimiento radical (Arshad et al., 1996 citado en USDA 1999).

Los mayores valores de DAP obtenidos en el tratamiento Ri, particularmente en superficie, se podrían explicar por una condición frecuente de mayor contenido de humedad del suelo bajo riego. En el tratamiento Ri la aplicación de agua se decide en función de un balance hídrico que permite mantener altos niveles de humedad en el suelo. Por ejemplo, datos registrados entre las campañas 2006/07 y 2007/08 en la totalidad del lote, hasta 80 cm de profundidad, mostraron valores promedio de 93 mm y 72 mm de agua útil, para Ri y Sec respectivamente (datos no publ.). En esta condición el suelo tiene menor capacidad soporte o portante frente al paso de la maquinaria agrícola, lo que podría resultar en una progresiva pérdida de porosidad total (Taboada et al., 2008). En un lote bajo riego con características similares a las del presente experimento, en la Pampa Ondulada, Torres Duggan et al. (2010) midieron una elevada resistencia mecánica del suelo (> 2 MPa), posiblemente debido a un alto tránsito vehicular en un lote bajo SD para producción de semillas, con cosecha sobre suelo

húmedo. Por su parte, Costa y Aparicio (2008) midieron mayores valores de DAP bajo riego con sistemas de labranza convencional, pero no encontraron diferencias cuando el sistema era SD.

Los valores de EA medidos en la presente tesis pueden considerarse de medios a bajos teniendo en cuenta que se han obtenido en la región, para la misma serie de suelo y con la misma metodología, valores de más del 90% de EA hasta 10 cm de profundidad, en condiciones de suelo cuasi-prístinas (Giubergia et al., 2010). En la presente tesis la EA del suelo cultivado en secano se redujo a un 50 % del valor indicado, aunque fue significativamente más elevado bajo riego. Los resultados obtenidos en secano coinciden con los observados en general en la bibliografía (por ejemplo Álvarez y Steinbach 2006; Taboada 2008), que postulan que los agregados son más estables a mayor nivel de CO. Al respecto, estudios realizados por Álvarez et al. (2009) en la región de la Pampa Ondulada demostraron una relación negativa entre los niveles de CO y el índice de inestabilidad de agregados. Estos autores determinaron también que la fracción más lábil del CO (tamaño  $> 53 \mu\text{m}$ ), proveniente de residuos poco descompuestos, fue la que incidió sobre la estabilidad estructural.

Bajo riego, si bien se determinó un incremento en los valores de PSI, la EA fue mayor que en secano en el estrato superficial e igual en los subsuperficiales. Del análisis de regresión lineal surge que los mayores valores de CO y la mayor salinidad del suelo bajo el tratamiento Ri, contrarrestarían al posible efecto negativo del sodio, explicando en parte los mayores valores de EA. Estos resultados coinciden con lo encontrado por Pilatti et al. (2006), quienes determinaron que la agregación fue menos afectada por el incremento del PSI bajo riego, en suelos con más del 2% de CO y en los suelos donde se incrementó la CE. Por su parte, Lado et al. (2004) evaluaron el efecto de la MO y la salinidad sobre la dispersión de las arcillas. Estos autores indicaron que, en suelos con

bajos valores de PSI, la dispersión disminuyó al aumentar la CE de la solución y que la dispersión siempre fue menor en suelos con altos contenidos de MO.

Otros factores que favorecerían a la estabilización de la estructura del suelo bajo riego serían los más altos aportes de residuos de cosecha ( ver Cuadro 4.3 – Cap. 4) que se mantienen en superficie debido a la SD, y a una mayor actividad biológica bajo el tratamiento Ri acorde con un mayor margen de sustrato carbonado (ver Capítulo 4). A nivel regional, en lotes regados por pívot central, se verificaron similares o mayores valores de EA bajo riego que en secano, asociados a mayores rendimientos de cultivos y aportes de MO, y al manejo en SD (Mon et al., 2007; Costa y Aparicio 2008; Torres Duggan et al., 2010). Torres Duggan et al. (2010) encontraron un cambio estructural de granular - migajosa débil en secano a bloques duros bajo riego. Esta transformación es coincidente con una mayor resistencia a la penetración, lo que podría generar mayor EA. Blanco-Canqui et al. (2010) determinaron también un incremento de la EA al aumentar la cantidad de riego aplicado, en dos experimentos bajo SD en Kansas (Estados Unidos). Este incremento estuvo asociado a mayores aportes de residuos, un incremento de los mecanismos de “binding” y mayor actividad biológica del suelo. Estudios de Barzegar et al. (1997) mostraron mecanismos dominantes de “binding” en la estabilización de agregados, independientes del PSI. La adición de residuos de cultivos al suelo tuvo un importante rol en la estabilización y prevención de la dispersión de arcillas, independientemente de los cationes intercambiables presentes.

La tasa de infiltración de agua en el suelo no mostró diferencias significativas entre los tratamientos aplicados. Las diferencias entre Ri y Sec fueron de baja magnitud, aunque la variabilidad entre las mediciones dentro de cada tratamiento fue elevada. Otros autores han determinado también una alta variabilidad al medir tasa de infiltración utilizando el método del anillo simple (Álvarez et al., 2009; Torres Duggan et al., 2010).

En el presente experimento no se determinó una disminución de la infiltración al incrementarse el PSI del suelo, aunque el efecto negativo del sodio sobre la entrada de agua al suelo bajo riego ha sido ampliamente demostrado en gran variedad de suelos y condiciones de manejo y ambientales (Lavado 1977; Baumhardt et al., 1992; Crescimanno et al. 1995; Peinemann et al., 1998; Bagarello et al., 2006; Pilatti et al., 2006; Ghiberto et al., 2007; Mon et al., 2007).

Del análisis de regresión lineal surge, por un lado, que el contenido de CO presente en el horizonte superficial de suelo sería el factor que está determinando el mantenimiento de los niveles de infiltración a pesar del incremento del PSI. Auerswald (1995) determinó incrementos en la percolación del agua al aumentar el contenido de MO del suelo, factor que reduce la desintegración de los agregados por estallido, durante el proceso de humedecimiento del suelo. Por otro lado, del mismo análisis se desprende que los mayores valores de DAP (0-6 cm) bajo riego tendrían un efecto negativo sobre la tasa de infiltración. La densificación del estrato superficial del suelo regado, además, ayudaría a explicar la ausencia de asociación entre infiltración y EA. En este sentido, varios autores han determinado en experimentos de labranzas que la EA es mayor bajo SD respecto al laboreo convencional, y que esto no necesariamente implica una mayor tasa de infiltración (Micucci y Taboada 2006; Sasal et al., 2006; Álvarez et al., 2009). Estos autores asociaron la pérdida de infiltración en SD a suelos con altos contenidos de limo y a la compactación superficial por el tráfico de maquinarias.

## 5.5. CONCLUSIONES PARCIALES

Los resultados de las determinaciones de estabilidad de agregados y tasa de infiltración del agua en el suelo, permiten aceptar las dos hipótesis planteadas en el presente capítulo. En la capa superficial de suelo, si bien la EA en ambos tratamientos fue menor respecto a la encontrada en una condición de suelo cuasi-prístino, los valores obtenidos fueron significativamente superiores bajo el tratamiento Ri. En las capas subsuperficiales de suelo no se encontraron diferencias de EA entre los tratamientos aplicados. Respecto a la infiltración del agua, tampoco se encontraron diferencias entre la situación bajo riego y el secano.

Bajo riego, si bien se produjo un incremento del contenido de sodio intercambiable, el mismo no estaría afectando a las propiedades de fertilidad física evaluadas, bajo las condiciones edafo-climáticas y de manejo del presente experimento. En cambio, la EA se relacionó positivamente con el CO y la concentración salina de la solución, contrarrestando al posible efecto negativo del sodio. Además, los más altos aportes de residuos de cosecha que se mantienen en superficie debido a la SD y una mayor actividad biológica bajo el tratamiento Ri, favorecerían a la estabilización de la estructura del suelo. Mientras, el contenido de CO presente en el horizonte superficial de suelo sería el factor que determina el mantenimiento de los niveles de infiltración, a pesar del incremento del PSI y de mayores valores de DAP superficial en el suelo regado.

El agua de irrigación aporta sales y sodio al suelo, pero luego de 11 años de aplicación continua de riego complementario no se registra un deterioro físico del suelo de gran significación. No obstante, se plantea que debe monitorearse esta tecnología para prevenir riesgos eventuales de deterioro edáfico.

## **CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES**

La viabilidad del uso, manejo y conservación del recurso suelo en regiones semiáridas manejados bajo siembra directa y con riego complementario, depende de la disponibilidad de información cuantitativa y cualitativa de los procesos que afectan al medio edáfico. Sobre esa base se realizó la presente Tesis, cuyo objetivo último fue contribuir al conocimiento del efecto del riego complementario, sobre distintas propiedades de la fertilidad química y física de un suelo manejado bajo SD, en un área puntual de la zona norte de la Región Pampeana.

Los antecedentes muestran generalmente un efecto antagónico entre el riego y la SD, sobre algunas propiedades de fertilidad del suelo. Respecto al riego, la mayoría de los trabajos de investigación se han realizado en regiones áridas, donde el agua de riego, normalmente con altos contenidos de sales y sodio, es el principal aporte para el crecimiento de los cultivos. Pocos estudios se han realizado sobre sistemas productivos donde el riego es complementario de las lluvias y en el caso de los estudios locales, generalmente se localizaron en las zonas centro y sur de la Región Pampeana (Lavado 2009).

Los resultados de las mediciones de salinidad, sodicidad y alcalinidad del suelo mostraron que bajo riego se incrementaron la CE, el PSI y el pH, procesos que ocurrieron de forma diferente para cada variable. Se produjo un rápido incremento de la CE en los estratos superficiales de suelo con la primera temporada de riego y luego se llegó a una situación de equilibrio aparente. Se registraron aumentos o disminuciones en la concentración salina de estos horizontes, pero sin acumulación paulatina de sales en el suelo luego de once años de irrigación. Paralelamente se observó movimiento de sales hacia los horizontes subsuperficiales, evidente en los mayores valores de CE medidos hasta 80 cm de profundidad en el año 2007.

El carácter suplementario del riego con láminas anuales de baja magnitud (*i.e.* entre 100 y 200 mm aplicados por cultivo), la ocurrencia de lluvias durante el año y la ausencia de impedimentos que limiten el drenaje interno del suelo favorecerían la lixiviación de las sales aportadas por el agua de riego hacia los horizontes más profundos. La alta variabilidad inter e intra anual de las precipitaciones en el sitio de estudio determinan la posibilidad de eventos de lluvias importantes que van desplazando las sales en el perfil de suelo. Sin embargo, puede considerarse que los incrementos de salinidad registrados son extremadamente bajos y muy por debajo de las concentraciones que afectan la productividad de los cultivos (Shalhevet et al., 2005; Gowing et al., 2009; Bustingorri y Lavado 2011).

Respecto de la sodificación del suelo bajo riego, se produjo un fuerte incremento del PSI desde la superficie, evidentemente asociado al movimiento de sales en el perfil. Se observó también un incremento de pH bajo riego, acompañando a la sodificación por la aplicación de agua de riego con RAS elevado. Sin embargo, los valores de pH observados en los primeros 40 cm del perfil regado se encuentran aún dentro del intervalo indicado como óptimo para la mayoría de los cultivos (Whittaker et al., 1959 citado en USDA 1999).

El sodio ingresó al perfil de suelo con el agua de riego y fue reemplazando a los cationes divalentes en el complejo de intercambio, específicamente al catión  $Mg^{2+}$ , aumentando el PSI en los estratos superficiales de suelo. Similar a lo que ocurrió con la salinidad, se produjo un movimiento del sodio hacia los horizontes subsuperficiales, evidente en el incremento de la sodicidad medida hasta 80 cm de profundidad. Sin embargo, el  $Na^+$  es retenido por el complejo de intercambio del suelo, por lo que se alcanzaría el nuevo equilibrio en el contenido de  $Na^+$  en el suelo a más largo plazo que el presentado con las sales solubles. Asimismo, los valores de PSI serían de carácter

más estable que los de CE (Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos 1973; Bresler et al., 1982).

Los resultados observados en las dinámicas de salinización, sodificación y alcalinización del suelo bajo riego coinciden, en general, con trabajos de otros autores realizados en las zonas centro y sur de la Región Pampeana, algunos de ellos en condiciones similares a las del presente experimento (Lavado 1977; Andriulo et al., 1998; Pilatti et al., 2004). Por lo tanto, es aceptada la hipótesis que planteaba que la aplicación de riego complementario conduce a procesos de salinización, sodificación y alcalinización del suelo, pero cada uno de ellos desarrollados en diferentes rangos y velocidades.

Por otro lado, no se observaron diferencias entre los valores de CE, PSI y pH medidos previa y posteriormente a la temporada de lluvias (i.e. primavera-2006 y primavera-2007 respectivamente) en el perfil de suelo. El hecho de que no se midieron variaciones en la salinidad del suelo regado entre dos muestreos sucesivos, a pesar de haber aplicado riego en ese período, es evidencia clara del movimiento de sales hacia los horizontes subsuperficiales, corroborando la relación entre salinidad del suelo y la ocurrencia de lluvias. El balance hídrico positivo durante el período de barbecho generó excesos de agua en el suelo para lixiviar las sales. Por lo tanto, hay evidencias suficientes para aceptar la hipótesis que planteaba una razonable relación entre variación en la salinidad y sodicidad del suelo y la alternancia de lluvias y riego complementario.

Los resultados mostraron una distribución estratificada del CO en ambos sistemas de producción. Se encontraron mayores valores de CO en la capa superficial del suelo bajo riego, pero de escasa magnitud. Se observó que la aplicación de riego en un suelo manejado bajo SD produjo una tendencia de mayor incremento de CO en el

estrato superficial (0-20 cm) y una menor pérdida de CO en el subsuperficial (20-40 cm) en comparación al sistema en secano. Asimismo, se pudo estimar en la capa de 0-20 cm un aumento diferencial del stock de CO en Ri respecto a Sec del orden de 2,43 tnC/ha en 11 años de riego, equivalentes a 0,221 tnC/ha/año. Sin embargo, a partir de los residuos de cosecha, hubo un aporte estimado en 1,92 tnC/ha/año en el tratamiento Ri en forma adicional al aporte de C en el tratamiento Sec. En consecuencia se emitieron a la atmósfera aproximadamente 1,70 tnC-CO<sub>2</sub>/ha/año más que en Sec por descomposición de residuos y mineralización del humus.

El mayor incremento de carbono bajo riego se explicaría por un aumento en el aporte de residuos de cosecha que aportan más C al estrato superficial de suelo (Lal et al., 1998; Gillabel et al., 2007; Deneff et al., 2008). Mientras, la menor pérdida de carbono en el estrato de 20 a 40 cm se debería a una mayor biomasa de raíces en los estratos subsuperficiales de suelo (Gale y Cambardella 2000; Wu et al., 2008) y a un proceso de redistribución del CO en profundidad, a partir de un incremento en las concentraciones de CO<sub>2</sub> por la aplicación de agua de riego (Jueschke et al., 2008; Blanco Canqui et al., 2010). Si bien con riego se incrementa el aporte de carbono que llega al suelo, también se aceleran las tasas de descomposición de los residuos y mineralización del CO del suelo (Jabro et al., 2008; Sainju et al., 2008), procesos que explicarían la pequeña magnitud de los incrementos de CO bajo riego.

Los resultados de las mediciones de CO coinciden con lo reportado por los escasos trabajos realizados en condiciones similares a las del presente experimento (Gillabel et al., 2007; Deneff et al., 2008). En otros casos no se encontró mayor cantidad de CO en el estrato superficial de suelo bajo riego (Verma et al., 2005; Martiniello 2007; Nunes et al., 2007), generalmente en condiciones diferentes al sistema aquí estudiado. A nivel regional no se encuentran antecedentes de estudios sobre la

evolución del CO de suelos irrigados en comparación a sistemas en secano. Finalmente, la hipótesis que planteaba que la aplicación de riego complementario a un suelo manejado bajo SD favorece la acumulación de CO del suelo, tanto a nivel superficial como subsuperficial, es aceptada.

Por su parte, los resultados de las determinaciones de fertilidad física mostraron que, en la capa superficial de suelo, la EA fue significativamente superior bajo el tratamiento Ri. Mientras, en las capas subsuperficiales de suelo no se encontraron diferencias de EA entre los tratamientos. Respecto a la infiltración del agua, tampoco se encontraron diferencias entre la situación bajo riego y el secano. Bajo las condiciones edafo-climáticas y de manejo del presente experimento, la EA se relacionó positivamente con el CO y la concentración salina de la solución del suelo. En la profundidad de 0 a 10 cm se destacó la relación positiva entre infiltración y CO del suelo por un lado, y la ausencia de asociación entre infiltración y PSI del suelo por el otro.

Los mayores valores de CO y la mayor salinidad del suelo bajo el tratamiento Ri, serían condiciones suficientes para contrarrestar al posible efecto negativo del sodio, explicando en parte los mayores valores de EA (Lado et al., 2004; Pilatti et al., 2006). Además, los más altos aportes de residuos de cosecha mantenidos en superficie debido a la SD y, posiblemente, una mayor actividad biológica bajo el tratamiento Ri, favorecerían a la estabilización de la estructura del suelo (Barzegar et al., 1997; Blanco-Canqui et al., 2010). Por su parte, el contenido de CO presente en el horizonte superficial de suelo sería el factor que determina el mantenimiento de los niveles de infiltración, a pesar del incremento del PSI (Auerwald 1995).

Los resultados de EA coinciden con lo obtenido en algunos estudios a nivel regional, en lotes regados por pívot central, con mayores valores de EA bajo riego que

en secano asociados a mayores rendimientos de cultivos y aportes de MO, y al manejo en SD (Mon et al., 2007; Costa y Aparicio 2008; Torres Duggan et al., 2010). En cambio, los resultados de infiltración son diferentes a lo reportado por trabajos tanto locales como del exterior, que demostraron un efecto negativo del sodio sobre la entrada de agua al suelo bajo riego (Lavado 1977; Baumhardt et al., 1992; Crescimanno et al. 1995; Peinemann et al., 1998; Bagarello et al., 2006; Pilatti et al., 2006). La hipótesis que planteaba que el efecto negativo del sodio sobre las propiedades físicas del suelo es contrarrestado por el mayor aporte de carbono bajo riego, es aceptada.

### **6.1. Relevancia de la tesis**

La relevancia de los resultados obtenidos radica en que se pudo describir como estaría funcionando el sistema de producción estudiado, en referencia a los procesos de salinización y sodificación, acumulación de carbono y estado de algunas propiedades de fertilidad física asociadas al movimiento de agua en el suelo regado. Esto se logró a partir de mediciones relativamente sencillas en laboratorio, con muestras tomadas del lote experimental, o directamente a partir de determinaciones a campo. Bajo las condiciones de manejo estudiadas se considera que el riego no estaría provocando una degradación de las propiedades del suelo medidas, luego de once años de riego. El proceso de salinización observado es de baja magnitud, permitiendo obtener incrementos en los rendimientos de los cultivos regados. Si bien se produjo un aumento de la sodicidad del suelo, no se observó degradación de la condición estructural ni se afectó el ingreso de agua al perfil. El mantenimiento de los niveles de CO en los estratos superficiales del suelo, el mayor aporte de residuos de cultivos y la mayor actividad biológica en el suelo irrigado, explicarían los resultados encontrados.

## 6.2. Síntesis de los logros de la tesis

- Se determinó que si bien se incrementan los niveles de salinidad del suelo regado, los mismos se mantienen en valores extremadamente bajos debido a una lixiviación de sales hacia los horizontes más profundos, favorecida por las condiciones edafoclimáticas del sitio y manejo del experimento.
- Se observó un importante incremento de la sodicidad del suelo irrigado, aun en los horizontes más profundos.
- Se registró un incremento del pH del suelo bajo riego.
- Se observó una tendencia de mayor acumulación de CO en el horizonte superficial del suelo bajo riego. Sin embargo, las magnitudes de las diferencias fueron bajas.
- Se midió mayor o igual EA en el suelo regado y no se detectaron diferencias en la tasa de infiltración entre las situaciones riego y secano. Se encontró una relación significativa entre las variables de fertilidad física y el CO del suelo.

## 6.3. Planteos a futuro

Se plantea a futuro continuar dos líneas de investigación. Una a nivel del lote experimental, siguiendo la evolución temporal de las propiedades ya evaluadas (aprovechando el muestreo en grilla y geoposicionado) para determinar la ocurrencia de procesos de degradación o recuperación de la fertilidad del suelo bajo las condiciones de manejo del experimento. También, para profundizar el estudio de la dinámica estacional de las sales y el sodio. La otra línea tendría nivel regional y sería para la obtención de una clasificación de calidad de agua adaptada a las condiciones edafoclimáticas y de manejo locales (*i.e.* riego complementario y SD). Para ello se plantea evaluar en sistemas reales de producción, bajo la condición irrigada y en secano,

mediciones de indicadores de fertilidad química y física del suelo (similares a los utilizados en la presente tesis). Esto se debería hacer en condiciones de calidad de agua de riego contrastantes y bajo distinta antigüedad del riego o cantidad total de mm aplicados, textura de suelo o condiciones iniciales de fertilidad química (*i.e.* contenido de CO). Para llevar a cabo este línea de investigación se cuenta con la ventaja que, en general, los sistemas bajo riego regionales coinciden en el uso del sistema de SD, la utilización de trigo y maíz en la rotación y se desarrollan en suelo de textura entre franco arenosas y franco limosas.

## **CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA**

- AAPRESID. 2010. Evolución de la superficie bajo siembra directa en Argentina (Campañas 77/78–08/09). (Disponible en: [http://www.aapresid.org.ar/images/cms/assets/docs/aapresid.evolucion\\_sd\\_en\\_argentina\\_2009.pdf](http://www.aapresid.org.ar/images/cms/assets/docs/aapresid.evolucion_sd_en_argentina_2009.pdf). Consultado 29/set/2011).
- Agassi M., Shaimberg I., Morin J. 1981. Effect of electrolyte concentration and soil sodicity on the infiltration rate and crust formation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 848-851.
- Agassi M., Morin J., Shaimberg I. 1985. Effect of raindrop impact energy and water salinity on infiltration rates of sodic soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 186-190.
- Álvarez C.R., Taboada M.A., Gutierrez Boem F.H., Bono A., Fernández P.L., Prystupa P. 2009. Topsoil Properties as Affected by Tillage Systems in the Rolling Pampa Region of Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73: 1242-1250.
- Álvarez R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management* 21: 38-52.
- Álvarez R., Díaz R.A., Barbero N., Santanatoglia O.J., Blotta L. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass and CO<sub>2</sub>-C production from three tillage systems. *Soil Till. Res.* 33: 17-28.
- Álvarez R., Russo M., Prystupa P., Sheiner J., Blotta L. 1998. Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agron. J.* 90: 138-143.
- Álvarez R., Steinbach H. 2006. Valor agronómico de la materia orgánica. Pp 13-30 en: Álvarez R. (Ed.). *Materia orgánica: valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Editorial Facultad de Agronomía. UBA. Argentina.
- Álvarez R., Steinbach H. 2006 a. Factores climáticos y edáficos reguladores del nivel de materia orgánica. Pp 31-40 en: Álvarez R (Ed.). *Materia orgánica. Valor*

agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Editorial Facultad de Agronomía. UBA. Argentina.

Álvarez R., Steimbach H. 2006 b. Efecto de la agricultura sobre el nivel de materia orgánica. Pp 41-53 en: Álvarez R (Ed.). Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Editorial Facultad de Agronomía. UBA. Argentina.

Álvarez R., Steimbach H. 2006 c. Balance de carbono en suelos cultivados. Pp 55-68 en: Álvarez R (Ed.). Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Editorial Facultad de Agronomía. UBA. Argentina.

Álvarez R., Steimbach H. 2006 d. Efecto del sistema de labranza sobre la materia orgánica. Pp 69-78 en: Álvarez R (Ed.). Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Editorial Facultad de Agronomía. UBA. Argentina.

Andriulo A., Galetto M.L., Ferreyra C., Cordone C., Sasal C., Abrego F., Galina J., Rimatori F. 1998. Efecto de once años de riego complementario sobre un argiudol típico pampeano. *Ciencia del Suelo* 16: 125-127.

Angers D.A, Bolinder M.A., Carter M.R., Gregorich E.G., Drury CF., Liang B.C., Voroney R.P., Simard R.R. 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil Till. Res.* 41: 191-201.

Arshad M.A., Lowery B., Grossman B. 1996. Physical tests for monitoring soil quality. P. 123-142. In: J. W. Doran and A. J. Jones (eds.) *Methods for assessing soil quality*. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ. 49. SSSA, Madison, WI.

- Arshad M.A. 1999. Tillage and soil quality. Tillage practices for sustainable agriculture and environmental quality in different agroecosystems (editorial). *Soil Till. Res.* 53: 1-2.
- Arshad M.A., Franzluebbbers A.J., Azooz R.H. 1999. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada. *Soil Till. Res.* 53: 41-47.
- Auerswald K. 1995. Percolation stability of aggregates from arable topsoils. *Soil Sci.* 159: 142-148.
- Ayers R., Westcot D. 1989. Water quality for agriculture. *Irrigation and Drainage*. Paper n° 29 rev 1. FAO, Roma. 174 p.
- Azooz R.H., Arshad M.A., Franzluebbbers A.J. 1996. Pore size distribution and hydraulic conductivity affected by tillage in northwestern Canada. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1197-1201.
- Bagarello B., Iovino M., Palazzolo E., Panno M., Reynolds W.D. 2006. Field and laboratory approaches for determining sodicity effects on saturated soil hydraulic conductivity. *Geoderma.* 130: 1-13.
- Barzegar A.R., Nelson P.N., Oades J., Rengasamy P. 1997. Organic matter, sodicity and clay type: Influence on soil aggregation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1131-1137.
- Baumhardt R.L., Wendt C.W., Moore J. 1992. Infiltration in response to water quality, tillage and gypsum. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 261-266.
- Bhattacharyya R., Kundu S., Pandey S.C., Singh K.P., Gupta H.S. 2008. Tillage and irrigation effects on crop yields and soil properties under the rice–wheat system in the Indian Himalayas. *Agricultural Water Management* 95: 993 – 1002.

- Blanco- Canqui H., Klocke N.L., Schlegel A.J., Stone L.R., Rice C.W. 2010. Impacts of Deficit Irrigation on Carbon Sequestration and Soil Physical Properties under No-Till. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74: 1301-1309.
- Blevins R.L., Thomas G.W., Smith M.S., Frye W.W., Cornelius P.L. 1983. Changes in soil properties after 10 years continuous non-tilled and conventionally tilled corn. *Soil Till. Res.* 3: 135-146.
- Bresler E., McNeal B.L., Carter D.L. 1982. Saline and sodic soils. Springer – Verlag, Inc., New York.
- Bruce J.P., Frome M., Haites E., Janzen H., Lal R., Paustian K. 1999. Carbon sequestration in soils. *J. Soil Water Cons.* 54: 382-389.
- Buckland G.D., Bennett D.R., Mikalson D.E., de Jong E., Chang C. 2002. Soil salinization and sodication from alternate irrigations with saline-sodic water and simulated rain. *Can. J. Soil Sci.* 82: 297-309.
- Burke W., Gabriels D., Bouma J. 1986. Soil structure assessment. A.A. Balkema, Rotterdam.
- Buschiazzo D.E., Panigatti J.L., Unger P.W. 1998. Tillage effects on soil properties and crop production in the subhumid and semiarid Argentinean Pampas. *Soil Till. Res.* 49: 105-116.
- Bustingorri C., Lavado R.S. 2011. Soybean growth under stable salinity versus peak salinity. *Scientia Agricola.* 68: 102-108.
- Cerana L.A. 1980. Deterioro de los suelos a consecuencia de riegos con aguas poco salinas que contienen bicarbonatos. Actas IX Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo. Paraná.
- Chang C., Lindwall C. 1992. Effects of tillage and crop rotation on physical properties of a loam soil. *Soil Till. Res.* 22: 383-389.

- Chantigny M.H. 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma* 113: 357-380.
- Chapman H.D. 1965. Cation- exchange capacity. En: *Methods of Soil Analysis*. Black CA. (Ed.). Part 2. *Agronomy* 9, Madison, WI, pp 891-901.
- Collins H.P., Rasmussen P.E., Douglas C.L. 1992. Crop-rotation and residue management effects on soil carbon and microbial dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 783–788.
- Costa J.L. 2000. Effect of irrigation water quality under supplementary irrigation on soil chemical and physical properties in the “southern humid pampas” of Argentina. *Journal of Crop Production* 2: 85-99.
- Costa J.L., Aparicio V. 2008. Evaluación de propiedades químicas y físicas en lotes con pívot central en el sudeste de la provincia de Buenos Aires. *Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. San Luis.
- Crescimanno G., Iovino M., Provenzano G. 1995. Influence of salinity and sodicity on soil structural and hydraulic characteristics. *Soil Sci. Am. J.* 59: 1701-1708.
- Dardanelli J.L., Bachmeier O.A., Salas H.P., Lovera E.F., Núñez Vázquez F. 1994. Evaporación en un Haplustol éntico bajo dos sistemas de labranzas. *Ciencia del Suelo* 12: 17-21.
- De Bona F.D., Bayer C., Bergamaschi H., Dieckow J. 2006. Soil organic carbon in sprinkler irrigations systems under no-till and conventional tillage. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 30: 911–919.
- De Bona F.D., Bayer C., Dieckow J., Bergamaschi H. 2008. Soil quality assessed by carbon management index in a subtropical Acrisol subjected to tillage systems and irrigation. *Aust. J. Soil Res.* 46: 469–475.

- Denef K., Stewart C.E., Brenner J., Paustian K. 2008. Does long-term center-pivot irrigation increase soil carbon stocks in semi-arid agro-ecosystems? *Geoderma*. 145: 121–129.
- Dexter A.R. 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil Tillage Res.* 11: 199-238.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzales L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Díaz Zorita M., Duarte G., Grove J. 2002. A review of no- till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* 65: 1-18.
- Dick W.A. 1983. Organic carbon, nitrogen, and phosphorus concentrations and pH in soils profiles as affected by tillage intensity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 102-107.
- Ellert B.H., Bettany J.R. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci.* 75: 529-538.
- Essa T.A. 2002. Effect of salinity stress on growth and nutrient composition of three soybean (*Glycine Max L. merrill*) cultivars. *Journal of Agronomy & Crop Science* 188:86-92.
- Follett R.F. 2001. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil Till. Res.* 61, 77–92.
- Follett R.F., Peterson G.A. 1988. Surface soil nutrient distribution as affected by wheat-fallow tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 141-147.
- Franzluebbers A.J., Arshad M.A. 1996. Soil organic matter pools with conventional and zero tillage in a cold, semiarid climate. *Soil Till. Res.* 39, 1–11.

- Franzluebbers A.J., Hons F.M., Zuberer D.A. 1998. In situ and potential CO<sub>2</sub> evolution from a Fluventic Ustochrept in southcentral Texas as affected by tillage and cropping intensity. *Soil Till. Res.* 47: 303-308.
- Frenkel H., Goertzen J., Rhoades J.D. 1978. Effects of clay type and content, exchangeable sodium percentage, and electrolyte concentration on dispersion and soil hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42: 32-39.
- Gale W.J., Cambardella C.A. 2000. Carbon dynamics of surface residue- and root-derived organic matter under simulated no-till. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 190–195.
- Génova L. 2005. Sostenibilidad de agroecosistemas pampeanos regados complementariamente. VIII Congreso Argentino de Ingeniería Rural. 58: 1-6.
- Ghiberto P.J., Pilatti M.A., Imhoff S., de Orellana J.A. 2007. Hydraulic conductivity of Molisolls irrigated with sodic-bicarbonate waters in Santa Fe (Argentina). *Agric. Water Manage.* 88: 192-200.
- Gillabel J., Deneff K., Brenner J., Merckx R., Paustian K. 2007. Carbon sequestration and soil aggregation in center-pivot irrigated and dryland cultivated farming systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 1020–1028.
- Giubergia J.P., Basanta M.V., Garino I., Lovera E. 2010. Estabilidad estructural de un haplustol éntico con diferentes labranzas y secuencias de cultivos. *Actas XXII Congreso Argentino de la Ciencia del suelo.* Rosario.
- Gowing J.W., Rose D.A., Ghamarnia H. 2009. The effect of salinity on water productivity of wheat under deficit irrigation above shallow groundwater. *Agric. Water Manage.* 96:517-524.
- Gupta R.K., Abrol I.P. 1990. Salt affected soils: their reclamation and management for crop production. *Adv. Soil Sci.*, 11:223-288.

- Hernanz J.L., López R., Navarrete L., Sánchez Girón V. 2002. Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil Till. Res.* 66: 129-141.
- Huggins D.R., Allmaras R.R., Clapp C.E., Lamb J.A., Randall G.W. 2007. Corn-soybean sequence and tillage effects on soil carbon dynamics and storage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 145-154.
- Jabro J.D., Sainju U., Stevens W.B., Evans R.G. 2008. Carbon dioxide flux as affected by tillage and irrigation in soil converted from perennial forages to annual crops. *J. Environ. Manage.* 88: 1478–1484.
- Jarsun B., Bosnero H., Lovera E. 1987. Carta de suelos de la República Argentina. Hoja 3163-32 Oncativo. Plan Mapa de suelos (Ed.).
- Jueschke E., Marschner B., Tarchitzky J., Chen Y. 2008. Effects of treated wastewater irrigation on the dissolved and soil organic carbon in Israeli soils. *Water Sci. Technol.* 57: 727–733.
- Kalbitz K., Solinger S., Park J.H., Michalzik B., Matzner E. 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Sci.* 165: 277-304.
- Katerji N., van Hoorn J.W., Hamdy A., Mastrorilli M. 2003. Salinity effect on crop development and yield, analysis of salt tolerance according to several classification methods. *Agric. Water Manage.* 62:37-66.
- Kay B.D, VandenBygaart A.J. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Till. Res.* 66: 107-118.
- Kemper W, Rosenau R. 1986. Aggregate stability and size distribution. En: Klute A. (Ed.). *Methods of Soil Análisis: part I. Physical and Mineralogical Methods*, 2nd ed. *Agron. Monogr.*, vol. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, pp 425 – 442.

- Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos. 1973. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. USDA. Manual de agricultura n° 60 (6ta edición). Riverside. Washington, USA. 172 p.
- Lado M., Paz A., Ben Hur M. 2004. Organic matter and aggregate size interactions in saturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 234-242.
- Lal R., Kimble J., Follett R., Cole C. 1998. The potential of US cropland to sequester C and mitigate the greenhouse effect. *Ann Arbor Sci. Publ.*, Chelsea, MI.
- Lal R., Follet R.F., Kimble J.M., Cole C.V. 1999. Management of US cropland to sequester carbon in soil. *J. Soil Water Cons.* 54: 374-381.
- Lavado R.S. 1977. Salinización y alcalinización de suelos pampeanos bajo riego complementario. *Revista de Investigaciones Agropecuarias INTA.* XIII: 41-57.
- Lavado R.S. 2006. Materia orgánica, nitrógeno, fósforo y azufre en los suelos afectados por sales de la región pampeana. En Alvarez, R. (Ed.). *Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos.*EFA, Buenos Aires. 195-206.
- Lavado R.S. 2009. Salinización y sodificación de suelos de producción agrícola extensiva por riego complementario. Pp 45-58 en: Taboada M.A.y Lavado R.S. (Eds.). *Alteraciones de la fertilidad de los suelos. El halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones.* Editorial Facultad de Agronomía. UBA. Argentina.
- Lavado R., Duymovich O.A., Giménez J.E., Alvarez L.A. 1982. Pérdidas de sustancias húmicas de suelos nítricos, a través del río Samborombón I. Primera contribución. *Rev. Museo de La Plata* 76: 97-103.
- Lavado R.S., TaboadaM.A. 1988. Water, salt and sodium dynamics in a Natraquoll in Argentina. *Catena* 15: 577- 594.

- Lavado R., Alconada M. 1994. Soil properties behavior on grazed and ungrazed plots of a grassland sodic soil. *Soil Technology*. 7: 75-81.
- Lavado R.S., Porcelli C.A., Álvarez R. 1999. Concentration and distribution of extractable elements in a soil as affected by tillage and fertilization. *The Science of the Total Environment*, 232: 185-191.
- Leuking M.A., Schepers J.S. 1985. Changes in soil carbon and nitrogen due to irrigation development in Nebraska's Sandhills soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 626–630.
- Liebig M.A., Tanaka D.L., Wienhold B.J. 2004. Tillage and cropping effects on soil quality indicators in the northern Great Plains. *Soil Till. Res.* 78: 131-141.
- Lovera E., Gil R., Martellotto E. 1993. Características edáficas y climáticas del área perteneciente al PAC II- zona centro. EEA INTA Manfredi (Ed.). Argentina.
- Maas E.V. 1986. Salt Tolerance of plants. *Applied Agricultural Research* 1:12-26.
- Marano R.P. 2000. Posibles efectos de la calidad de las aguas subterráneas con fines de riego suplementario en suelos de la región centro-este santafesina. Tesis de Ms. Sc. Fac. Cs. Agrarias, Univ. Nac. Cuyo. 135 p.
- Martiniello P. 2007. Biochemical parameters in a Mediterranean soil as effected by wheat–forage rotation and irrigation. *Europ. J. Agronomy* 26: 198–208.
- Mazzarino M.J., Szott L., Gimenez M. 1993. Dynamics of soil total C and N, microbial biomass and water –soluble C in tropical agroecosystems. *Soil Biol. Biochem.* 25: 205-214.
- McIntyre D.S. 1979. Exchangeable sodium , subplasticity and hydraulic conductivity of some Australian soils. *Aust. J. Soil Res.* 17: 115-120.
- Micucci F.G., Taboada M.A. 2006. Soil physical properties and soybean root abundance in conventionally and zero tilled soils in the humid pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* 86: 152-162.

- Mon R., Irurtia C., Botta G.F., Pozzolo O., Bellora Melcón F., Rivero D., Bomben M. 2007. Effects of supplementary irrigation on chemical and physical soil properties in the rolling pampa region of Argentina. *Cien. Inv. Agr.* 34(3):187-194.
- Nelson D.W., Sommers L.E. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. En: *Methods of Soil Analysis*. Page A.L. (Ed.). Part 2. Agronomy 9, Madison, WI, pp 539-579.
- Northcote K.H., Skene J.K. 1972. Australian soils with saline and sodic properties. CSIRO Aust. Soil Publ. 27.
- Nunes J.M, López-Piñeiro A., Albarrán A., Muñoz A., Coelho J. 2007. Changes in selected soil properties caused by 30 years of continuous irrigation under Mediterranean conditions. *Geoderma* 139: 321–328.
- Oades J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanism and implications for management. *Plant and Soil*. 76: 319-337.
- Oades J.M., Waters A.G. 1991. Aggregate hierarchy in soil. *Aust. J. Soil Res.* 29: 815-828.
- Oste L.A., Temminghoff E.J., Van Riemsdijk W.H. 2002. Solid solution partitioning of organic matter in soils as influenced by an increase in pH or Ca concentration. *Environ. Sci. Technol.* 36: 208-214.
- Oster J.D., Shaimberg I. 2001. Soil responses to sodicity and salinity: challenges and opportunities. *Aust. J. Soil Res.* 39: 1219-1224.
- Peinemann N., Díaz Zorita M., Villamil M.B., Lusarreta H., Grunewald D. 1998. Consecuencias del riego complementario sobre propiedades edáficas en la llanura pampeana. *Ciencia del suelo* 16: 39-42.

- Peinemann N., Guggenberger G., Zech W. 2005. Soil organic matter and its lignin component in surface horizons of salt- affected soils of the Argentinian Pampa. *Catena*. 60: 113-128.
- Peirone L.S., Basanta M.V., Lovera E., Giubergia J.P, Álvarez C. 2008. Propiedades químicas y densidad aparente de un haplustol del centro de la provincia de Córdoba bajo siembra directa y labranza convencional. *Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del suelo*. San Luis.
- Pilatti M., Marano R., De Orellana J. 2004. Supplementary irrigation with sodium bicarbonate water in Molisoles of Santa Fe. *Sodification and alkalization. Agrochimica*. 48: 233-248.
- Pilatti M., Imhoff S., Ghiberto P., Marano R. 2006. Changes in some physical properties of Mollisols induced by supplemental irrigation. *Geoderma*. 133: 431-443.
- Potter K., Jones O., Torbert H., Unger P. 1997. Crop rotation and tillage effects on organic carbon sequestration in the semiarid Southern Great Plains. *Soil Sci*. 162 (2): 140-147.
- Priestley C.H., Taylor R.J. 1972. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large scale parameters. *Mon. Weath. Rev.*, 100: 81-92.
- Pupisky H., Shaimberg I. 1979. Salt effects on the hydraulic conductivity of a sandy soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43: 429-433.
- Rampoldi A., Boccardo M., Alvarez C., Martellotto E., Salinas A., Lovera E., Giubergia J., Bustos V. 2010. Calidad de las aguas subterráneas para riego suplementario en la provincia de Córdoba. *Boletín de divulgación técnica n° 10*. EEA INTA Manfredi (Ed.). Argentina. 18p.

- Rengasamy P., Green R., Ford G., Mehanni A. 1984. Identification of dispersive behaviour and the management of the red brown earths. *Aust. J. Soil Res.* 22: 413-431.
- Ricks Presley D., Ransom M.D., Kluitenberg G.J., Finnell P.R. 2004. Effects of thirty years of irrigation on the genesis and morphology of two semiarid soils in Kansas. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1916–1926.
- Sainju U.M., Jabro J.D., Stevens W.B. 2008. Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization. *J. Environ. Qual.* 37: 98–106.
- Salas P., Lovera E., Martellotto E., Salinas A., Manzini P. 2000. Impacto ambiental del riego suplementario en la provincia de Córdoba. Pp 38-41 en: EEA INTA Manfredi (Ed.). Manual del 4º curso para profesionales en planificación y operación del riego suplementario en cultivos extensivos. Córdoba. Argentina.
- Salas P., Lovera E., Basanta M., Giubergia J., Martellotto E., Salinas A. 2005. Producción de soja y maíz en función de la rotación y del sistema de manejo en un haplustol típico de la región central de Córdoba. Disponibilidad de agua y rendimiento. EEA INTA Manfredi (Ed.). Argentina. 12p.
- Sasal M.C., Andriulo A.E., Taboada M.A. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinians Pampas. *Soil Till. Res.* 87: 9-18.
- Scheiner J.D., Lavado R.S. 1998. The role of fertilization on phosphorus stratification in non tilled soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29: 2705-2711.

- Shaimberg I., Levy G.J., Goldstein D., Mamedov A.I., Letey J. 2001. Prewetting rate and sodicity effects on the hydraulic conductivity of soils. *Aust. J. Soil Res.* 39 : 1279-1291.
- Shalhevet J., Huck M.G., Schroeder B.P. 1995. Root and shoot growth responses to salinity in Maize and Soybean. *Agronomy Journal* 87:512-516.
- Six J., Elliott E.T., Paustian K. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1350-1358.
- Suarez D.L., Rhoades J.D., Lavado R.S., Grieve C.M. 1984. Effect of pH on saturated hydraulic conductivity and soil dispersion. *Soil Sci. Society of America Journal* 48: 50-55.
- Taboada M.A. 2008. Influencia de la textura y estructura de los suelos sobre la fertilidad física. Pp 9-30 en: Taboada M.A., Álvarez C.R. (Eds.). *Fertilidad física de los suelos (2ª edición)*. Editorial Facultad de Agronomía. UBA. Argentina.
- Taboada M.A., Panuska E.M., Lavado R., Giménez J.E., Duymovich A.O. 1987. Pérdidas de sustancias húmicas de suelos nitratos, a través del río Samborombón II. Comparación de suelos con horizontes nitratos y con horizonte argílico. *Notas Museo de La Plata* 74: 67-76.
- Taboada M.T., Lavado R.S., Camilión M.C. 1988. Cambios volumétricos en un Natracuol típico. *Ciencia del Suelo* 6: 151-158.
- Taboada M.A., Micucci F.G., Cosentino D.J., Lavado R.S. 1998. Comparison of compaction induced by conventional and zero tillage in two soils of the Rolling Pampa of Argentina. *Soil Till. Res.* 49: 57-63.
- Taboada M.A., Micucci F.G., Álvarez C.R. 2008. Impedancias mecánicas y compactación en suelos agrícolas. Pp 93-153 en: Taboada M.A., Álvarez C.R.

- (Eds.). Fertilidad física de los suelos (2ª edición). Editorial Facultad de Agronomía. UBA. Argentina.
- Tebrügge F., Düring R.A. 1999. Reduced tillage intensity – a review of results from a long term study in Germany. *Soil Till. Res.* 53: 15-28.
- Tedeschi A., Dell'Aquila R. 2005. Effects of irrigation with saline waters, at different concentrations, on soil physical and chemical characteristics. *Agric. Water Manage.* 77: 308-322.
- Thomas G.W. 1982. Exchangeable cations. Pp 159-165. In A Page (ed). *Methods of soil analysis, Part 2* (2ª ed). Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, Wi.
- Thomas G.W., Hazler G.R., Robins R.L. 1996. The effects of organic matter and tillage on maximum compactability of soils using the Proctor test. *Soil Sci.* 161: 502-508.
- Tisdall J.M., Oades J.M. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141-163.
- Torres Duggan M., Alvarez C.R., Taboada M.A., Chamorro E., D'Ambrosio D., Celesti T., Vignarolli F. 2010. Riego complementario en sistemas productivos extensivos: influencias sobre las propiedades físicas y químicas del suelo. *Actas XXII Congreso Argentino de la Ciencia del suelo*. Rosario.
- Unger P.W. 1991. Organic matter, nutrient and pH distribution in no and conventional tillages semiarid soils. *Agron. J.* 83: 186-191.
- USDA. 1999. Soil quality test kit guide. NRCS Soil Quality Inst., Auburn, AL.
- VandenBygaart A.J., Protz R., Tomlin A.D., 1999. Changes in pore structure in a no-till chronosequence of silt loam soils, southern Ontario. *Can. J. Soil Sci.* 79: 149–160.

- Vázquez M., Millán G., Gelati P. 2008. Simulación del efecto del riego complementario en un suelo Udipsament típico. *Ciencia del suelo* 26 (2): 195-203.
- Verma S.B., Dobermann A., Cassman K.G., Walters D.T., Knops J.M., Arkebauer T.J., Suyker A.E., Burba G.G., Amos B., Yang H., Ginting D., Hubbard K.G., Gitelson A.A., Walter-Shea E.A. 2005. Annual carbon dioxide exchange in irrigated and rainfed maize-based agroecosystems. *Agric. For. Meteorol.* 131: 77-96.
- Voorhees W.B., Lindstrom M.J. 1984. Long term effects of tillage method on soil tilth independent of wheel traffic compaction. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 152-156.
- Whittaker C.W., Anderson M.S., Reitemeier R.F. 1959. Liming soil, an aid to better farming. USDA. Farmers Bul. 2124.
- Wienhold B.J., Trooien T.P. 1995. Salinity and sodicity changes under irrigated alfalfa in the Northern Great Plains. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1709-1714.
- Wienhold B.J., Trooien T.P. 1998. Irrigation water effects on infiltration rate in the Northern Great plains. *Soil Science* 163: 853-858.
- Wu L., Wood Y., Jiang P., Li L., Pan G., Lu J., Chang A.C., Enloe H.A. 2008. Carbon Sequestration and Dynamics of Two Irrigated Agricultural Soils in California. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 808-814.
- Zhao H.L., Cui J.Y., Zhou R.L., Zhang T.H., Zhao X.Y., Drake S. 2007. Soil properties, crop productivity and irrigation effects on five croplands of Inner Mongolia. *Soil Till. Res.* 93: 346–355.

**CAPÍTULO 8. APÉNDICE**

Cuadro 8.1. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego y el año de medición sobre la conductividad eléctrica y el pH del suelo, a diferentes profundidades.

Variable		Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 20 cm</b>				
CE	(Intercept)	1	677,73	<0,0001
	Tratamiento	1	49,71	<0,0001
	Año	1	10,53	0,0015
	Bloque	3	2,13	0,0983
	Tratamiento x Año	1	2,6E-03	0,9594
pH	(Intercept)	1	56764,97	<0,0001
	Tratamiento	1	11,99	0,0007
	Año	1	31,66	<0,0001
	Bloque	3	20,51	<0,0001
	Tratamiento x Año	1	10,10	0,0018
<b>20 a 40 cm</b>				
CE	(Intercept)	1	1064,53	<0,0001
	Tratamiento	1	45,86	<0,0001
	Año	1	0,33	0,5665
	Bloque	3	7,87	0,0001
	Tratamiento x Año	1	5,91	0,0163
pH	(Intercept)	1	59009,69	<0,0001
	Tratamiento	1	0,26	0,6125
	Año	1	88,21	<0,0001
	Bloque	3	36,17	<0,0001
	Tratamiento x Año	1	5,71	0,0181

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.2. Medias ajustadas y errores estándares para valores observados de CE (dS/m) y pH del suelo para los factores de tratamiento “riego vs seco” y “año de medición”, a diferentes profundidades. Test a posteriori LSD Fisher (alfa=0,05).

Variable	Tratamiento	Año	Medias	Error Estandar
<b>0 a 20 cm</b>				
CE	Riego	1996	0,31 (a)	0,02
	Riego	2007	0,26 (b)	0,02
	Secano	1996	0,19 (c)	0,01
	Secano	2007	0,14 (d)	0,01
pH	Riego	2007	7,08 (a)	0,05
	Secano	2007	6,70 (b)	0,07
	Secano	1996	6,64 (b)	0,07
	Riego	1996	6,64 (b)	0,05
<b>20 a 40 cm</b>				
CE	Riego	2007	0,23 (a)	0,01
	Riego	1996	0,21 (a)	0,01
	Secano	1996	0,16 (b)	0,01
	Secano	2007	0,13 (c)	0,01
pH	Riego	2007	7,47 (a)	0,05
	Secano	2007	7,29 (a)	0,09
	Secano	1996	7,00 (b)	0,09
	Riego	1996	6,85 (b)	0,05

Letras distintas dentro de cada profundidad, indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ).

Cuadro 8.3. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego sobre la CIC del suelo actual (año 2007), a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	854,44	<0,0001
Tratamiento	1	1,37	0,2481
Bloque	3	0,14	0,9360
<b>10 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	838,10	<0,0001
Tratamiento	1	2,00	0,1639
Bloque	3	0,73	0,5376
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	574,81	<0,0001
Tratamiento	1	0,02	0,8789
Bloque	3	0,88	0,4597
<b>40 a 80 cm</b>			
(Intercept)	1	2010,86	<0,0001
Tratamiento	1	0,77	0,3848
Bloque	3	4,61	0,0068

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.4. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego sobre el contenido de  $\text{Na}^+$  del suelo actual (año 2007), a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	547,41	<0,0001
Tratamiento	1	191,61	<0,0001
Bloque	3	4,86	0,0052
<b>10 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	2397,44	<0,0001
Tratamiento	1	608,52	<0,0001
Bloque	3	12,09	<0,0001
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	412,69	<0,0001
Tratamiento	1	180,94	<0,0001
Bloque	3	1,34	0,2743
<b>40 a 80 cm</b>			
(Intercept)	1	691,39	<0,0001
Tratamiento	1	151,48	<0,0001
Bloque	3	2,81	0,0503

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.5. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego sobre el contenido de  $K^+$  del suelo actual (año 2007), a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	5122,01	<0,0001
Tratamiento	1	0,18	0,6739
Bloque	3	3,13	0,0349
<b>10 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	4466,65	<0,0001
Tratamiento	1	0,01	0,9096
Bloque	3	1,34	0,2729
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	1064,20	<0,0001
Tratamiento	1	0,66	0,4222
Bloque	3	1,01	0,3963
<b>40 a 80 cm</b>			
(Intercept)	1	716,36	<0,0001
Tratamiento	1	0,02	0,8875
Bloque	3	0,57	0,6396

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.6. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego sobre el contenido de  $\text{Ca}^{2+}$  del suelo actual (año 2007), a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	5637,72	<0,0001
Tratamiento	1	3,8E-09	>0,9999
Bloque	3	3,87	0,0152
<b>10 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	3985,14	<0,0001
Tratamiento	1	2,35	0,1325
Bloque	3	3,36	0,0267
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	1480,47	<0,0001
Tratamiento	1	2,90	0,0957
Bloque	3	1,11	0,3563
<b>40 a 80 cm</b>			
(Intercept)	1	804,87	<0,0001
Tratamiento	1	0,13	0,7176
Bloque	3	2,56	0,0669

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.7. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego sobre el contenido de  $Mg^{2+}$  del suelo actual (año 2007), a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	2045,96	<0,0001
Tratamiento	1	13,31	0,0007
Bloque	3	29,07	<0,0001
<b>10 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	1256,53	<0,0001
Tratamiento	1	12,30	0,0010
Bloque	3	18,44	<0,0001
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	390,20	<0,0001
Tratamiento	1	2,17	0,1477
Bloque	3	5,94	0,0017
<b>40 a 80 cm</b>			
(Intercept)	1	950,22	<0,0001
Tratamiento	1	11,37	0,0015
Bloque	3	34,12	<0,0001

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.8. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego sobre la CE del suelo actual (año 2007), a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	528,41	<0,0001
Tratamiento	1	41,98	<0,0001
Bloque	3	2,91	0,0400
<b>10 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	1558,17	<0,0001
Tratamiento	1	84,47	<0,0001
Bloque	3	6,10	0,0009
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	930,45	<0,0001
Tratamiento	1	51,78	<0,0001
Bloque	3	13,83	<0,0001
<b>40 a 80 cm</b>			
(Intercept)	1	542,13	<0,0001
Tratamiento	1	7,18	0,0091
Bloque	3	1,23	0,3057

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.9. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego sobre el PSI del suelo actual (año 2007), a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	394,71	<0,0001
Tratamiento	1	168,49	<0,0001
Bloque	3	3,13	0,0349
<b>10 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	243,77	<0,0001
Tratamiento	1	125,98	<0,0001
Bloque	3	0,95	0,4259
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	100,17	<0,0001
Tratamiento	1	49,46	<0,0001
Bloque	3	0,23	0,8721
<b>40 a 80 cm</b>			
(Intercept)	1	194,66	<0,0001
Tratamiento	1	81,11	<0,0001
Bloque	3	0,76	0,5215

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.10. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego sobre el pH del suelo actual (año 2007), a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	15820,56	<0,0001
Tratamiento	1	12,38	0,0008
Bloque	3	6,40	0,0007
<b>10 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	54870,61	<0,0001
Tratamiento	1	24,18	<0,0001
Bloque	3	26,53	<0,0001
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	25855,88	<0,0001
Tratamiento	1	3,55	0,0634
Bloque	3	15,60	<0,0001
<b>40 a 80 cm</b>			
(Intercept)	1	68717,65	<0,0001
Tratamiento	1	23,28	<0,0001
Bloque	3	10,26	<0,0001

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.11. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto variación estacional bajo riego (previo y posterior a la temporada de lluvias) sobre la CE del suelo, a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	818,75	<0,0001
Tratamiento	1	1,06	0,3142
Bloque	1	9,26	0,0054
<b>10 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	931,75	<0,0001
Tratamiento	1	1,79	0,1931
Bloque	1	11,14	0,0027
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	2067,10	<0,0001
Tratamiento	1	8,60	0,0071
Bloque	1	3,59	0,0699
<b>40 a 80 cm</b>			
(Intercept)	1	1863,68	<0,0001
Tratamiento	1	0,53	0,4748
Bloque	1	0,01	0,9362

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.12. Medias ajustadas y errores estándares para valores observados de CE del suelo (dS/m) para el factor de tratamiento “pre vs post” temporada de lluvias, a diferentes profundidades. Test a posteriori LSD Fisher ( $\alpha=0,05$ ).

Tratamiento	Medias	Error Estandar
<b>0 a 10 cm</b>		
Pre	0,22 (a)	0,01
Post	0,24 (a)	0,01
<b>10 a 20 cm</b>		
Pre	0,22 (a)	0,01
Post	0,20 (a)	0,01
<b>20 a 40 cm</b>		
Pre	0,20 (a)	0,01
Post	0,18 (b)	0,01
<b>40 a 80 cm</b>		
Pre	0,27 (a)	0,01
Post	0,28 (a)	0,01

Letras distintas dentro de cada profundidad, indican diferencias significativas ( $p \leq 0,05$ ).

Cuadro 8.13. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto variación estacional bajo riego (previo y posterior a la temporada de lluvias) sobre el PSI del suelo, a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	1595,17	<0,0001
Tratamiento	1	3,47	0,0742
Bloque	1	0,01	0,9421
<b>10 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	436,63	<0,0001
Tratamiento	1	0,16	0,6937
Bloque	1	0,42	0,5224
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	144,17	<0,0001
Tratamiento	1	0,04	0,8460
Bloque	1	0,82	0,3750
<b>40 a 80 cm</b>			
(Intercept)	1	930,06	<0,0001
Tratamiento	1	0,03	0,8702
Bloque	1	1,02	0,3214

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.14. Medias ajustadas y errores estándares para valores observados de PSI del suelo (%) para el factor de tratamiento “pre vs post” temporada de lluvias, a diferentes profundidades. Test a posteriori LSD Fisher ( $\alpha=0,05$ ).

Tratamiento	Medias	Error Estandar
<b>0 a 10 cm</b>		
Pre	6,52 (a)	0,20
Post	5,91 (a)	0,26
<b>10 a 20 cm</b>		
Pre	7,74 (a)	0,44
Post	7,42 (a)	0,66
<b>20 a 40 cm</b>		
Pre	8,27 (a)	0,88
Post	8,55 (a)	1,14
<b>40 a 80 cm</b>		
Pre	8,08 (a)	0,33
Post	8,17 (a)	0,46

Letras distintas dentro de cada profundidad, indican diferencias significativas ( $p \leq 0,05$ ).

Cuadro 8.15. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto variación estacional bajo riego (previo y posterior a la temporada de lluvias) sobre el pH del suelo, a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	12888,08	<0,0001
Tratamiento	1	1,58	0,2207
Bloque	1	12,01	0,0019
<b>10 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	14921,77	<0,0001
Tratamiento	1	0,54	0,4702
Bloque	1	7,46	0,0114
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	29523,32	<0,0001
Tratamiento	1	0,01	0,9295
Bloque	1	8,10	0,0087
<b>40 a 80 cm</b>			
(Intercept)	1	58973,89	<0,0001
Tratamiento	1	0,14	0,7160
Bloque	1	20,49	0,0001

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.16. Medias ajustadas y errores estándares para valores observados de pH del suelo para el factor de tratamiento “pre vs post” temporada de lluvias, a diferentes profundidades. Test a posteriori LSD Fisher ( $\alpha=0,05$ ).

<b>Tratamiento</b>	<b>Medias</b>	<b>Error Estandar</b>
<b>0 a 10 cm</b>		
Pre	7,24 (a)	0,08
Post	7,08 (a)	0,09
<b>10 a 20 cm</b>		
Pre	7,17 (a)	0,08
Post	7,08 (a)	0,08
<b>20 a 40 cm</b>		
Pre	7,35 (a)	0,05
Post	7,34 (a)	0,07
<b>40 a 80 cm</b>		
Pre	8,65 (a)	0,06
Post	8,62 (a)	0,04

Letras distintas dentro de cada profundidad, indican diferencias significativas ( $p \leq 0,05$ ).

Cuadro 8.17. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego sobre el COsol del suelo, a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	5595,07	<0,0001
Tratamiento	1	58,14	<0,0001
Bloque	3	12,95	<0,0001
<b>10 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	6012,96	<0,0001
Tratamiento	1	70,32	<0,0001
Bloque	3	3,33	0,0278
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	2582,49	<0,0001
Tratamiento	1	39,40	<0,0001
Bloque	3	6,88	0,0007
<b>40 a 80 cm</b>			
(Intercept)	1	1204,24	<0,0001
Tratamiento	1	5,43	0,0245
Bloque	3	1,26	0,2981

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.18. Medias ajustadas y errores estándares para valores observados de COsol del suelo (mg/kg) para el factor de tratamiento “riego vs seco”, a diferentes profundidades. Test a posteriori LSD Fisher ( $\alpha=0,05$ ).

Tratamiento	Medias	Error Estandar
<b>0 a 10 cm</b>		
Riego	175,68 (a)	3,07
Secano	142,43 (b)	2,96
<b>10 a 20 cm</b>		
Riego	133,25 (a)	2,20
Secano	106,85 (b)	2,19
<b>20 a 40 cm</b>		
Riego	98,26 (a)	2,18
Secano	74,20 (b)	3,09
<b>40 a 80 cm</b>		
Riego	56,34 (a)	2,66
Secano	48,83 (b)	1,80

Letras distintas dentro de cada profundidad, indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ).

Cuadro 8.19. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego sobre la concentración de CO del suelo actual (año 2007), a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	2536,39	<0,0001
Tratamiento	1	3,51	0,0648
Bloque	3	7,84	0,0001
<b>10 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	3364,70	<0,0001
Tratamiento	1	0,19	0,6667
Bloque	3	15,13	<0,0001
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	2384,91	<0,0001
Tratamiento	1	0,12	0,7268
Bloque	3	11,33	<0,0001
<b>40 a 80 cm</b>			
(Intercept)	1	1287,48	<0,0001
Tratamiento	1	3,85	0,0537
Bloque	3	1,40	0,2488

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.20. Medias ajustadas y errores estándares para valores observados de concentración de CO del suelo (%) actual (año 2007) para el factor de tratamiento “riego vs secano”, a diferentes profundidades. Test a posteriori LSD Fisher (alfa=0,05).

Tratamiento	Medias	Error Estandar
<b>0 a 10 cm</b>		
Riego	1,79 (a)	0,05
Secano	1,65 (b)	0,05
<b>10 a 20 cm</b>		
Riego	1,18 (a)	0,03
Secano	1,16 (a)	0,03
<b>20 a 40 cm</b>		
Riego	0,77 (a)	0,02
Secano	0,75 (a)	0,03
<b>40 a 80 cm</b>		
Riego	0,44 (a)	0,01
Secano	0,40 (b)	0,02

Letras distintas dentro de cada profundidad, indican diferencias significativas ( $p <= 0,05$ ).

Cuadro 8.21. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego y el año de medición sobre la concentración de CO del suelo, a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	5054,66	<0,0001
Tratamiento	1	1,01	0,3161
Año	1	15,10	0,0002
Bloque	3	15,96	<0,0001
Tratamiento x Año	1	0,82	0,3663
<b>20 a 40 cm</b>			
(Intercept)	1	3311,74	<0,0001
Tratamiento	1	2,55	0,1126
Año	1	19,81	<0,0001
Bloque	3	16,68	<0,0001
Tratamiento x Año	1	4,00	0,0474

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.22. Medias ajustadas y errores estándares para valores observados de concentración de CO del suelo (%) para los factores de tratamiento “riego vs seco” y “año de medición”, a diferentes profundidades. Test a posteriori LSD Fisher (alfa=0,05).

Tratamiento	Año	Medias	Error Estandar
<b>0 a 20 cm</b>			
Riego	2007	1,49 (a)	0,04
Secano	2007	1,40 (ab)	0,04
Riego	1996	1,30 (bc)	0,04
Secano	1996	1,29 (c)	0,04
<b>20 a 40 cm</b>			
Secano	1996	0,96 (a)	0,04
Riego	1996	0,86 (b)	0,02
Riego	2007	0,77 (c)	0,02
Secano	2007	0,75 (c)	0,04

Letras distintas dentro de cada profundidad, indican diferencias significativas ( $p \leq 0,05$ ).

Cuadro 8.23. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego sobre el stock de CO del suelo actual (año 2007), a diferentes profundidades.

	Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 10 cm</b>			
(Intercept)	1	2513,95	<0,0001
Tratamiento	1	3,47	0,0666
Bloque	3	7,81	0,0001
<b>0 a 20 cm</b>			
(Intercept)	1	3224,33	<0,0001
Tratamiento	1	2,95	0,0904
Bloque	3	12,03	<0,0001

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.24. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego sobre la densidad aparente y la estabilidad de agregados del suelo, a diferentes profundidades.

Variable		Num gl	Valor F	Valor P
<b>0 a 6 cm</b>				
DAP	(Intercept)	1	5350,34	<0,0001
	Tratamiento	1	4,42	0,0477
	Bloque	1	2,45	0,1326
EA	(Intercept)	1	1709,25	<0,0001
	Tratamiento	1	29,76	<0,0001
	Bloque	1	0,79	0,3840
<b>6 a 12 cm</b>				
DAP	(Intercept)	1	22768,76	<0,0001
	Tratamiento	1	14,15	0,0011
	Bloque	1	1,02	0,3236
EA	(Intercept)	1	329,30	<0,0001
	Tratamiento	1	0,15	0,6983
	Bloque	1	2,35	0,1403
<b>12 a 18 cm</b>				
DAP	(Intercept)	1	63331,59	<0,0001
	Tratamiento	1	18,50	0,0003
	Bloque	1	1,31	0,2652
EA	(Intercept)	1	486,49	<0,0001
	Tratamiento	1	1,66	0,2116
	Bloque	1	0,61	0,4436

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.25. Pruebas de hipótesis secuenciales para la comparación del efecto del riego sobre la infiltración del agua en el suelo.

	<b>Num gl</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor P</b>
(Intercept)	1	249,83	<0,0001
Tratamiento	1	0,45	0,5058
Bloque	3	6,46	0,0010

Num gl: grados de libertad del numerador

Cuadro 8.26. Medias ajustadas y errores estándares para valores observados de Infiltración del agua (mm/h) en el suelo para el factor de tratamiento “riego vs secano”.

Test a posteriori LSD Fisher (alfa=0,05).

<b>Tratamiento</b>	<b>Medias</b>	<b>Error Estandar</b>
Riego	189,49 (a)	15,17
Secano	199,79 (a)	19,73

Letras distintas dentro de cada profundidad, indican diferencias significativas ( $p \leq 0,05$ ).