

EFFECTO A LARGO PLAZO DE LA FERTILIZACION Y LOS SISTEMAS DE LABRANZA SOBRE LAS PROPIEDADES DE UN ARGIUDOL Y EL RENDIMIENTO DE MAÍZ

ING. AGR. NICOLÁS WYNGAARD

Tesis presentada como requisito para optar al grado
académico de
Magister Scientiae

Área de Postgrado en Producción Vegetal
Facultad de Ciencias Agrarias
Universidad Nacional de Mar del Plata
Balcarce, 30 de Septiembre de 2010

EFFECTO A LARGO PLAZO DE LA FERTILIZACION Y LOS SISTEMAS DE LABRANZA SOBRE LAS PROPIEDADES DE UN ARGUDOL Y EL RENDIMIENTO DE MAÍZ

ING. AGR. NICOLÁS WYNGAARD

Comité de Consejeros:

Ing Agr. Hernán H. ECHEVERRÍA, M.Sc.
Director

Ing Agr. Hernán R. SAINZ ROZAS, M.Sc. Dr.
Asesor

Ing Agr. Cecilia del Carmen VIDELA, Mg.Sc. Dr.
Asesor

EFEECTO A LARGO PLAZO DE LA FERTILIZACION Y LOS SISTEMAS DE LABRANZA SOBRE LAS PROPIEDADES DE UN ARGUDOL Y EL RENDIMIENTO DE MAÍZ

ING. AGR. NICOLÁS WYNGAARD

Aprobado por:

.....
Ing Agr. Hernán H. ECHEVERRÍA, M.Sc.
Director

.....
Ing Agr. Hernán R. SAINZ ROZAS, M.Sc. Dr.
Asesor

.....
Ing Agr. Cecilia del Carmen VIDELA, Mg.Sc. Dr.
Asesor

ÍNDICE GENERAL

Sección	Pág.
Índice general	iv
Índice de Tablas	vi
Índice de figuras	vii
Resumen	x
Abstract	xii
Introducción	1
1. Efecto de los sistemas de labranza sobre las propiedades del suelo	1
2. Efecto de la fertilización sobre las propiedades del suelo	4
2.1. Nitrógeno	4
2.2. Fósforo	6
2.3. Azufre	7
2.4. Micronutrientes	8
2.5. Encalado	9
3. Efecto de los cambios generados por la fertilización y las labranzas sobre los cultivos	10
Material y Métodos	13
1. Respuesta del suelo a la fertilización y sistemas de labranza a largo plazo ..	13
1.1. Propiedades físicas	14
1.1.1. Densidad aparente	14
1.1.2. Estabilidad de agregados	15
1.2. Propiedades biológicas	16
1.2.1. CO total	16
1.2.2. CO particulado (COP)	16
1.2.3. N total (NT) y N en la fracción particulada (NP)	17
1.2.4. Potencial de mineralización de N	17
1.3. Propiedades químicas	17
1.3.1. Nitrato	17
1.3.2. Fósforo disponible	17
1.3.3. Sulfato	18
1.3.4. pH	18

2. Efecto de los cambios generados por la fertilización y las labranzas sobre el cultivo de maíz	18
Resultados y discusión	20
1. Respuesta del suelo a la fertilización y sistemas de labranza a largo plazo .	20
1.1. Propiedades físicas	20
1.1.1. Densidad aparente	20
1.1.2. Estabilidad de agregados	21
1.2. Propiedades biológicas	22
1.2.1. Carbono orgánico	22
1.2.2. Nitrógeno total	26
1.2.3. Mineralización de N	28
1.3. Propiedades químicas	31
1.3.1. Acidez actual	31
1.3.2. Nitrato y sulfato.....	34
1.3.3. Fósforo disponible	35
2. Efecto de los cambios generados por la fertilización y las labranzas sobre el cultivo de maíz	41
2.1. Caracterización climática.....	41
2.2. Cultivo fertilizado en el ciclo 2008 - 2009	42
2.3. Cultivo no fertilizado en el ciclo 2008 - 2009.....	46
Consideraciones finales.....	50
Conclusiones	52
Bibliografía.....	53

ÍNDICE DE TABLAS

Sección	Pág.
Tabla 1. Propiedades químicas del suelo al inicio del ensayo de larga duración (año 2001).....	13
Tabla 2. Dosis de nutriente y tipo de fertilizante utilizado, y cal, aplicados en los cultivos dentro de la rotación.....	14
Tabla 3. Aporte de C en los rastrojos (parte aérea) acumulado en los 8 años de ensayo para diferentes tratamientos de fertilización.....	23
Tabla 4. Relación C:N para las fracciones total, particulada y asociada del suelo, a diferente profundidad.	28
Tabla 5. N anaeróbico (N _{an}) en dos sistemas de labranza (LC y SD) en tres profundidades (0 a 5 cm, 5 a 20 cm y 0 a 20 cm).....	29
Tabla 6. Contenido de nitrato y sulfato en el perfil del suelo hasta 60 cm promediado entre sistemas de labranza y tratamientos de fertilización al comienzo del ciclo 2008-2009.....	34
Tabla 7. Extracción de P para cuatro tratamientos de fertilización: Testigo, N, P y NP desde 2001 a 2008 en maíz (M), soja (S) y trigo / soja (T/S).....	38

ÍNDICE DE FIGURAS

Sección	Pág.
Figura 1. Densidad aparente del suelo en dos profundidades: 0 a 5 cm y 5 a 20 cm en dos sistemas de labranza (SD y LC).....	20
Figura 2. Índice de estabilidad de agregados (IE) en dos sistemas de labranza (SD y LC)	21
Figura 3. Concentración de C total (COT), particulado (COP) y asociado a los minerales (COA) en dos sistemas de labranza: convencional (LC) y siembra directa (SD) a tres profundidades: 0 a 5 cm, 5 a 20 cm y 0 a 20 cm).....	23
Figura 4. Contenido de C total (COT), particulado (COP) y asociado a los minerales (COA) en dos sistemas de labranza: convencional (LC) y directa (SD) a tres profundidades: 0 a 5 cm, 5 a 20 cm y 0 a 20 cm.....	24
Figura 5. Relación entre índice de estabilidad de agregados (IE) y carbono orgánico: COT y COP para dos sistemas de labranza: LC y SD en el estrato 0 - 20 cm	25
Figura 6. (a) Concentración y (b) contenido de N total (NOT), particulado (NOP) y asociado a los minerales (NOA) en dos sistemas de labranza: convencional (LC) y directa (SD) a tres profundidades: 0 a 5 cm, 5 a 20 cm y 0 a 20 cm.....	27
Figura 7. Relación entre C y N discriminando las fracciones total, particulada y asociada.....	27
Figura 8. Relación entre Nan y CO y N en suelo en tres fracciones: total (T), asociada a los minerales del suelo (A) y particulada (P).....	30
Figura 9. Acidez actual del suelo (pH) para dos sistemas de labranza (LC y SD) y diferentes tratamientos de fertilización en los primeros 5 cm del suelo.	32
Figura 10. Acidez actual del suelo (pH) para diferentes tratamientos de fertilización en la profundidad de 5 a 20 cm.....	33
Figura 11. Evolución del pH del suelo a la profundidad de 0 a 20 cm en tratamientos fertilizados con N, no fertilizados con N y fertilizados con N y enmendados con cal	34
Figura 12. Concentración de P Bray bajo diferentes sistemas de labranza y tratamientos de fertilización en la profundidad de 0 a 5 cm	35

Figura 13. Concentración de P Bray en diferentes tratamientos de fertilización a largo plazo en la profundidad de 5 a 20 cm.....	36
Figura 14. Concentración de P Bray en la profundidad de 0 a 20 cm en diferentes tratamientos de fertilización y sistemas de labranza	37
Figura 15. Balance acumulado de P en los tratamientos de fertilización: Testigo, N, P y NP, y en dos sistemas de labranza: LC y SD.....	38
Figura 16. Evolución anual de la concentración de P disponible Bray en los tratamientos de fertilización: Testigo, N, P y NP, y en dos sistemas de labranza: LC y SD	39
Figura 17. Concentración de P disponible Bray en función del balance anual acumulado de P en dos sistemas de labranza: LC y SD	40
Figura 18. Evolución de la radiación incidente y la temperatura (°C) media mensual históricas (1987-2007) y en el ciclo 2008-2009 en Balcarce	41
Figura 19. Evolución de la precipitación media mensual histórica (1987-2007) y durante el ciclo 2008-2009	42
Figura 20. Almacenamiento de agua en el perfil de suelo, límite máximo, límite mínimo y umbral fisiológico para el ciclo de cultivo 2008-2009. El área sombreada representa el período crítico del maíz.....	42
Figura 21. Rendimiento en grano del cultivo de maíz en diferentes tratamientos de fertilización a largo plazo (Testigo, NP, NS, PS, NPS, NPS + micronutrientes y NPS + micronutrientes + cal) aplicados en 2008	43
Figura 22. Relación entre Nan (0 a 5 cm) y rendimiento para el maíz 2008-2009 en parcelas con historia de fertilización en dos sistemas de labranza: SD y LC.....	44
Figura 23. Concentración de N, P y S en grano de maíz en los tratamientos fertilizados en el ciclo 2008-2009	45
Figura 24. Relación entre la concentración de N y S en grano de maíz	45
Figura 25. Contenido de N, P y S en grano de maíz en los tratamientos fertilizados en el ciclo 2008-2009	46
Figura 26. Rendimiento en grano del cultivo de maíz en diferentes tratamientos de fertilización a largo plazo (Testigo, NP, NS, PS, NPS, NPS + micronutrientes y NPS + micronutrientes + cal) no aplicados en 2008	47
Figura 27. Relación entre la concentración de P Bray en suelo y el rendimiento ...	47
Figura 28. Concentración de N, P y S en grano de maíz en los tratamientos no fertilizados en el ciclo 2008-2009	48

Figura 29. Relación entre la concentración de P y la concentración de N y S.....	48
Figura 30. Contenido de N, P y S en grano de maíz en los tratamientos no fertilizados en el ciclo 2008-2009	48
Figura 31. Relación entre la concentración de P Bray en suelo al inicio del ciclo y la concentración de P en grano.....	49

RESUMEN

Las prácticas de manejo, como las labranzas y la fertilización, tienen efectos en el corto plazo sobre el suelo, pero también modifican sus condiciones físicas, químicas y biológicas en el largo plazo, repercutiendo de manera directa sobre la sustentabilidad del sistema y el desarrollo de los cultivos. El objetivo de este trabajo fue evaluar, cómo la fertilización y los sistemas de labranza afectan las propiedades del suelo y el efecto de estos cambios sobre el comportamiento del cultivo de maíz.

Se utilizó un diseño experimental en bloques completos aleatorizados con arreglo en parcelas divididas. A la parcela mayor se le asignaron dos tipos de labranza: siembra directa (SD) y labranza convencional (LC), y a las sub-parcelas los tratamientos de fertilización: Testigo (sin fertilización), NP, NS, PS, NPS, NPS + Mi (Cu, B, Zn) y NPS + Mi + cal. Tras 8 años se determinaron sobre el suelo de cada parcela parámetros físicos (densidad aparente y estabilidad de agregados), biológicos (carbono orgánico: CO, carbono en la fracción particulada: COP, N anaeróbico: Nan, N total: NT, y N en la fracción particulada: NP) y químicos (nitrato, fósforo disponible, sulfato y pH) a diferentes profundidades. En el octavo año del ensayo se dividió cada sub-parcela en dos áreas. A una de ellas se la trató con los tratamientos de fertilización correspondientes al cultivo. La segunda no fue fertilizada, con el objetivo de cuantificar el efecto residual sobre el cultivo de maíz de los tratamientos de fertilización.

En los parámetros físicos, solo hubo diferencias en la densidad aparente entre sistemas de labranza ($1,28 \text{ g cm}^{-3}$ en SD y $1,15 \text{ g cm}^{-3}$ en LC) en los primeros 5 cm del suelo. Aunque la estabilidad de los agregados fue mayor en SD (IE = 45,4 % en SD y 35,9 en LC), esta diferencia no fue significativa debido a la alta variabilidad.

Dentro de los parámetros biológicos, el aporte de C difirió entre tratamientos de fertilización, sin embargo no hubo cambios en el contenido de CO del suelo, ni de sus fracciones. Entre sistemas de labranza, se modificó el contenido de COT (67 Mg ha^{-1} en LC y 71 Mg ha^{-1} en SD), COP ($5,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ en LC y $8,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ en SD), NT ($1,44 \text{ Mg ha}^{-1}$ en LC y $1,79 \text{ Mg ha}^{-1}$ en SD), NP ($0,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ en LC y $0,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ en SD) y Nan ($56 \text{ en LC mg kg}^{-1}$ y 79 mg kg^{-1} en SD) de 0 a 5 cm. Estas diferencias no se manifestaron al analizar el estrato de 0 a 20 cm por efecto de dilución.

En los parámetros químicos, se modificaron entre tratamientos de fertilización el pH (5,7 en tratamientos con N; 6,1 sin N y 6,4 con N y cal) y el contenido de P Bray (35 mg kg^{-1} en tratamientos con P y 13 mg kg^{-1} sin P). En ambas variables hubo interacción con los sistemas de labranza, con una marcada estratificación en SD.

El cultivo de maíz solo fue afectado en su rendimiento y concentración de nutrientes (N, P y S) por efecto de la residualidad de P. No hubo ningún otro efecto de la fertilización ni de los cambios generados por los sistemas de labranza sobre el mismo.

Palabras clave: nitrógeno, fósforo, siembra directa, labranza convencional

ABSTRACT

Management practices, such as tillage and fertilization, have a short term effects over soil. However, they also alters it's physical, chemical and biological properties in the long term, with a direct impact on system's sustainability and crop's development. The objective of this work was to evaluate how fertilization and tillage systems affect soil properties and the impact of these changes on maize development.

The experimental design was a randomized complete block with a split-plot arrangement. Tillage systems: no till (SD) and conventional tillage (LC), were assigned to the main plots, while fertilization treatments: Testigo (control never fertilized), NP, NS, PS, NPS, NPS + Mi (Cu, B, Zn) y NPS + Mi + cal, to the sub-plots. After 8 years, each sub-plot was analyzed to determine physical (bulk density and aggregate stability), biological (organic carbon: CO, carbon in the particulate fraction: COP, anaerobic nitrogen: Nan, total nitrogen: NT, and nitrogen in the particulate fraction: NP) and chemical parameters (nitrate, available phosphorus, sulphate and pH) at different depths. In the eighth year of essay each sub-plot was divided in two areas. One of them received the usual treatments, while the other was not fertilized that year in order to quantify the residual effect of fertilization treatments over maize crop.

Analyzing physical parameters, there were differences in bulk density between tillage systems ($1,28 \text{ g cm}^{-3}$ in SD and $1,15 \text{ g cm}^{-3}$ in LC) in the first 5 cm. Although aggregate stability was higher under SD (IE = 45,4 % in SD and 35,9 in LC), this difference was not significant due to the high variability.

Considering the biological parameters, C supply was different among fertilization treatments, however there was no change in soil CO storage or in it's fractions. Between tillage systems, there were significant differences in: COT (67 Mg ha^{-1} in LC and 71 Mg ha^{-1} in SD), COP ($5,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ in LC and $8,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ in SD), NT ($1,44 \text{ Mg ha}^{-1}$ in LC and $1,79 \text{ Mg ha}^{-1}$ in SD), NP ($0,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ in LC and $0,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ in SD) and Nan ($56 \text{ in LC mg kg}^{-1}$ and 79 mg kg^{-1} en SD) from 0 to 5 cm. These differences were not significant when the 0 to 20 cm depth was analyzed, because of the dilution effect.

Chemical properties as pH (5,7 in treatments with N; 6,1 without N, and 6,4 with N and lime) and P Bray content were modified (35 mg kg^{-1} in treatments with P and 13 mg kg^{-1} without P). In both cases significant interaction with the tillage system was determined, with an important stratification under SD.

Maize crop was just affected in its yield and nutrient concentration (N, P, S) by residual P. There was no other effect of fertilization or other changes caused in soil by tillage systems.

Key words: nitrogen - phosphorus - no till - conventional tillage

INTRODUCCIÓN

El sudeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina) es considerado una de las áreas con mayor potencial para la producción agrícola debido a sus características climáticas y edáficas (Satorre y Slafer, 1999). Sin embargo, la intensificación de la producción agrícola y el uso de prácticas de manejo tradicionales han provocado deterioro de las propiedades físicas, químicas y biológicas prístinas de los suelos (Echeverría y Ferrari, 1993). Este proceso de degradación del recurso está asociado a la intensidad de las labranzas (Steinbach y Alvarez, 2005), a la duración de los ciclos agrícolas, a los cultivos incluidos en la rotación (Studdert *et al.*, 1997; Studdert y Echeverría, 2000), y a la práctica de la fertilización (Studdert y Echeverría, 2000), entre otros factores. Algunos de estos cambios son producidos en el corto plazo y pueden observarse en un solo ciclo de cultivo, mientras que otros requieren años o incluso décadas para poder ser cuantificables, lo que hace imprescindible el uso de ensayos de larga duración para poder cuantificar su magnitud.

1. EFECTO DE LOS SISTEMAS DE LABRANZA SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO

Dentro de las prácticas de manejo utilizadas en la zona, el sistema de labranza conocido como labranza convencional (LC) implica una acción mecánica agresiva sobre el suelo y utiliza como implemento el arado de rejas o la rastra de discos. Sin embargo, a partir de la década del '90 comenzó a difundirse el sistema denominado siembra directa (SD), donde no hay laboreo mecánico y el control de malezas se realiza mediante herbicidas, de manera que los residuos de cultivos anteriores se acumulan en superficie. Ya en 2003, en la región pampeana, cerca del 50% del área sembrada con trigo, maíz, soja y girasol se manejaba bajo SD (INDEC, 2003).

Una de las propiedades biológicas del suelo que se modifican según el sistema de labranza es el contenido de carbono orgánico (CO) del mismo. El CO comprende a todos los materiales orgánicos del suelo, excluyendo tejidos vegetales y animales no descompuestos. Es considerado un indicador de salud del suelo, con un marcado efecto positivo sobre la sostenibilidad del sistema productivo en el largo plazo (Varvel, 1994). Debido a que el C orgánico está formado por materiales con diferente composición química y por lo tanto diferente grado de labilidad, para su estudio es común que traten de separarse estas fracciones. Una de las técnicas más utilizada

actualmente es el fraccionamiento físico por tamaño de partículas, en fracciones que tienen diferente tasa de descomposición (Cambardella y Elliott, 1992):

- ✓ CO particulado (COP), liviano o joven: consiste en restos de animales o vegetales parcialmente descompuestos con una alta tasa de ciclado. Su tamaño de partícula es superior a 53 μm . Tiene una mayor respuesta al manejo y mayor contribución en la dinámica de los nutrientes (Janzen *et al.*, 1998). Por eso, este componente del CO es considerado un indicador rápido del efecto del manejo sobre la calidad del suelo.

- ✓ CO asociado a minerales (COA), pesado o viejo: esta compuesto por productos en un estado de descomposición más avanzado, íntimamente asociados a las partículas del suelo. Su tamaño de partícula es inferior a 53 μm . Su ciclado es más lento (Christensen, 1992) y contribuye al secuestro de C y al mantenimiento de la estructura del suelo. En suelos bajo agricultura se ha determinado que entre 48 y 69% del CO total se encuentra en esta fracción (Gregorich y Janzen, 1996).

La acumulación de CO en el suelo depende del balance entre los aportes de material orgánico y su pérdida en forma de CO_2 por procesos de oxidación. Toda práctica de manejo que afecte este balance, a través de cualquiera de los dos procesos que intervienen, afectará el contenido de CO del suelo.

El clima y el tipo de suelo tienen gran influencia en la acumulación de CO. El sudeste bonaerense es una zona sub-húmeda, con una precipitación media anual de 928 mm y una temperatura media anual de 14 °C. La baja temperatura durante los meses invernales reduce la tasa de descomposición de residuos y favorece la acumulación de CO. Los suelos predominantes en la zona son Argiudoles, de alta productividad agrícola y con contenido de CO promedio de 31 g kg^{-1} en la actualidad (Sainz Rozas y Echeverría, 2008a), aunque estudios anteriores determinaron para la década del '70 valores promedio de 37 g kg^{-1} , y 34 g kg^{-1} a principios de la década del '90 (Echeverría y Ferrari, 1993). Estas cifras demuestran cómo las prácticas agrícolas tradicionales empleadas en la zona tuvieron un impacto negativo sobre la acumulación de CO en el suelo, y por lo tanto sobre la sostenibilidad del sistema.

La ausencia de la acción mecánica agresiva que caracteriza a la LC permite en SD la formación de agregados de mayor tamaño que protegen de la oxidación a la MO en su interior (Six *et al.*, 2002). Además, se generan condiciones de aireación, temperatura y humedad en el suelo que reducen su degradación (Kay and

VandenBygaart, 2002). Esto generaría una mayor acumulación de CO respecto a la LC (Hill, 1990). Sin embargo, para suelos Molisoles, un meta-análisis de datos publicados que involucró 56 experimentos apareados de SD y LC, concluyó que la SD sólo tiene efecto sobre el contenido de MO cuando se analizan los primeros 5 cm de profundidad, pero no a los 20 cm (Puget y Lal, 2005). Esto indica, que la SD produce una estratificación de la MO, con una mayor acumulación sólo en los primeros centímetros del suelo. En suelos del sudeste bonaerense, se determinó la misma tendencia (Domínguez *et al.*, 2009).

El potencial de mineralización de nitrógeno (N) es otra propiedad bioquímica del suelo. Ésta representa la capacidad del suelo de suministrar N disponible para las plantas a partir de la oxidación del N orgánico. Una forma de estimar esta propiedad es mediante el nitrógeno incubado en condiciones de anaerobiosis (Nan) (Waring y Bremner, 1964; Echeverría *et al.*, 2000). El Nan depende del nivel de CO del suelo, y tiene una mayor asociación al COP (Fabrizzi *et al.*, 2003) que al COA y al carbono orgánico total (COT). Sainz Rozas *et al.* (2008b) demostraron el valor agronómico de la determinación de Nan como herramienta para corregir el diagnóstico de fertilización teniendo en cuenta el N que se libera durante el ciclo de los cultivos y evitando así sobredosificación de N. En suelos de la zona, no se determinaron diferencias en los valores de Nan entre sistemas de labranza cuando se trabajó sobre suelos no degradados o con corta historia agrícola (Diovisalvi *et al.*, 2008; Domínguez *et al.*, 2009), pero sí tras 7 años de LC y SD cuando se trabajó sobre un suelo con más de 25 años de agricultura continua (Fabrizzi *et al.*, 2003), donde los valores fueron superiores en SD.

El contenido de nutrientes es una de las propiedades químicas del suelo que se modifica por efecto del sistema de labranza. Así, en SD se ha determinado una estratificación de nutrientes (mayor concentración en superficie, que disminuye en profundidad), mientras que en LC la distribución de nutrientes en el perfil es más uniforme (Karlen *et al.*, 1991; Ismael *et al.*, 1994). Además, la ausencia de incorporación y mezclado de los residuos al suelo en SD reduce la tasa de mineralización de los nutrientes, modificando de esta manera, no solo la distribución de los mismos en el perfil sino también su disponibilidad (Unger *et al.*, 1991; Ismael *et al.*, 1994).

El pH del suelo también es modificado por el manejo, siendo inferior en el estrato superficial en SD, por efecto de la aplicación superficial de N (Blevins *et al.*, 1983) y el mayor contenido de CO (Franzluebbbers y Hons, 1996). Este último afecta el pH ya que

a medida que los compuestos orgánicos se descomponen, se liberan ácidos orgánicos que al disociarse liberan H^+ y reducen el pH. De esta manera, toda práctica que promueva la oxidación del CO, favorecerá el descenso del pH.

La estabilidad de agregados y la densidad aparente son dos propiedades físicas del suelo utilizadas como indicadores de la estabilidad estructural del mismo (USDA, 2001) y de su resiliencia, es decir, su capacidad para regresar a un estado similar al original luego de un disturbio (Seybold *et al.*, 1999). La pérdida de CO del suelo en LC suele generar disminución en la estabilidad de agregados, ya que materiales orgánicos tales como productos de descomposición de plantas y animales, polisacáridos y gomas, e incluso microorganismos vivos son los agentes principales de estabilización (Martens y Frankenberger, 1992; Lynch y Brag, 1985). Si el contenido de CO disminuye, los agregados tienden a colapsar y se dispersan, reduciendo así el espacio poroso entre las partículas (Oades, 1993), por lo que la porosidad total es menor y aumenta la densidad aparente. Sin embargo, aunque bajo SD el contenido de CO es mayor en los primeros centímetros del perfil, la falta de mezclado y la circulación de las maquinarias sobre el suelo pueden generar compactación y endurecimiento superficial (Sasal *et al.*, 2006; Díaz Zorita *et al.*, 2002).

2. EFECTO DE LA FERTILIZACIÓN SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO

Cuando se evalúa la utilización de fertilizantes, el objetivo es aumentar la producción de los cultivos; sin embargo, se deja de lado el efecto a largo plazo que éstos pueden tener sobre el suelo (Haynes y Naidu, 1998). La fertilización genera un incremento en la producción de biomasa vegetal que, luego de la cosecha, se traduce en un aumento en el aporte de residuos orgánicos al suelo (Liang and Mackenzie, 1992). De esta manera, el resultado del balance aporte / oxidación de C tendería a favorecer el proceso de acumulación de CO. Esta es la principal manera en que la fertilización afecta las propiedades de un suelo, sin embargo no es la única y dependerá del nutriente evaluado, su residualidad, movilidad y nivel de carencia en la zona estudiada.

2.1. Nitrógeno

El nitrógeno es reconocido como el principal nutriente limitante de la producción agrícola. Debido a su alta movilidad en suelos con baja capacidad de intercambio aniónico, carece de efecto residual. Al evaluar el efecto de la fertilización nitrogenada sobre propiedades biológicas del suelo, diversos autores determinaron un efecto

positivo de la misma sobre la acumulación de C (Liebig *et al.*, 2002; Russell *et al.*, 2006; Masto *et al.*, 2007; Jagadamma *et al.*, 2008), aunque en muchas oportunidades se verificó el efecto contrario (Khan *et al.*, 2007), con reducciones de hasta 39 Mg C ha⁻¹, considerando una profundidad de 120 cm, tras 4 años de fertilización (Brye *et al.*, 2002). Esto se debe a que el ingreso antrópico de N al sistema estimula la pérdida por oxidación del CO del suelo, superando al incremento en el aporte de C por parte de los residuos de cultivo. Así, el balance de C podría tomar valores negativos. Una forma de estimar la acumulación de C generada por el uso de fertilizantes nitrogenados es a través de la ecuación determinada por Alvarez (2005), que utiliza como parámetros de estimación la dosis de N, el nivel inicial de C, la textura del suelo y el régimen térmico y de precipitaciones.

En suelos del sudeste bonaerense, no se han determinado diferencias en el contenido de CO del suelo debidas a la fertilización con N (Domínguez *et al.*, 2009; Diovisalvi *et al.*, 2008; Eiza *et al.*, 2005b; Studdert y Echeverría, 2000).

Se han reportado diferentes efectos de la fertilización con N a largo plazo sobre el potencial de mineralización de N: positivos (Gill *et al.*, 1995; Kolberg *et al.*, 1999), neutros (Franzluebbers *et al.*, 1994) y menos frecuentemente negativos (Wienhold y Halvorson, 1999; Carpenter-Boggs *et al.*, 2000). En los suelos del sudeste bonaerense, no se han reportado diferencias en el potencial de mineralización, expresado como Nan, generadas por la fertilización con este nutriente (Diovisalvi *et al.*, 2008; Fabrizzi *et al.*, 2003). Sin embargo, Genovese *et al.* (2009) observaron disminuciones en los valores de Nan ($p < 0,1$) en función de los años de agricultura y esta tendencia fue más marcada en los tratamientos fertilizados con 120 Kg N ha⁻¹ que en los no fertilizados. Esto indicaría que la aplicación de N aumenta la tasa de ciclaje del N endógeno del suelo, acelerando su mineralización y reduciendo así más rápidamente esta fracción.

Además del efecto sobre el CO y Nan, la aplicación de fertilizantes nitrogenados puede generar cambios en las propiedades químicas del suelo, como la disminución en el valor de pH (Liebig *et al.*, 2002; Franzluebbers y Hons, 1996). Este efecto, cuando el fertilizante utilizado es urea, se debe a que a través de su hidrólisis se produce amonio que es posteriormente oxidado por microorganismos del suelo formando NO₃⁻ y liberando H⁺. Si el NO₃⁻ es tomado por las plantas, se produce la liberación de un equivalente de OH⁻ a la rizosfera, que neutraliza el efecto acidificante de la nitrificación. Sin embargo, si se producen pérdidas del NO₃⁻ por lixiviación la neutralización es incompleta y se produce acidificación del suelo (Bolan *et al.*, 1991).

En cuanto a las propiedades físicas del suelo afectadas por la fertilización nitrogenada, Jagadamma *et al.* (2008) determinaron descenso de la densidad aparente del suelo y aumento en la estabilidad de agregados, en un ensayo de 23 años de duración, con dosis de 280 kg N ha⁻¹ en monocultivo de maíz. Cuando la rotación fue maíz-soja, no hubo respuesta en estabilidad de agregados a incrementos en la dosis de N, ya que al no fertilizarse durante el cultivo de soja, la dosis acumulada aplicada se redujo a la mitad. Blair *et al.* (2006a), en un ensayo de más de 150 años de duración, también determinaron incremento en la estabilidad de agregados al fertilizar con N, pero solo cuando los residuos permanecían en el sistema, lo que demuestra que el efecto de la aplicación no es directo sino indirecto a través del incremento del CO.

2.2. Fósforo

La respuesta de los cultivos a la fertilización fosfatada depende principalmente del nivel de P disponible en el suelo (García *et al.*, 2006). El incremento en el volumen de residuos tras la fertilización del cultivo será mayor en suelos deficitarios en fósforo (P).

En el caso de este nutriente, no sólo se debe considerar el efecto anual de la fertilización sino también su efecto residual. Éste depende fundamentalmente de la dosis aplicada, de la remoción de P en los productos de cosecha, de los efectos de precipitación y adsorción causados por el tipo de suelo, de la inmovilización microbiana, de las pérdidas por lavado y erosión y del tiempo transcurrido desde la aplicación de P (Barrow, 1984). De esta manera, si la dosis de P aplicada es suficiente para generar efecto residual, la respuesta a P expresada en volumen de residuos será menor año a año, porque el nivel de este nutriente en el suelo será mayor.

Dentro de las propiedades biológicas del suelo, Mandal *et al.* (2007) no encontraron efecto de la aplicación de P sobre la mineralización de N. En un ensayo a largo plazo sobre un suelo Inceptisol en un ambiente semiárido con un contenido inicial de P de 13,4 mg kg⁻¹, Purakayastha *et al.* (2008) encontraron un aumento promedio en la biomasa radicular de 6,3 % al comparar un tratamiento fertilizado con N y P frente a uno sólo fertilizado con N. Esto se tradujo en un aumento en el retorno estimado de CO de 0,13 Mg ha⁻¹ año⁻¹. Sin embargo el contenido de CO del suelo no se modificó. Rudrappa *et al.* (2006) y Blair *et al.* (2006 b), sobre un suelo Phaeozem áptico de Alemania, encontraron diferencias no sólo en el contenido de CO del suelo, sino también en sus fracciones, entre tratamientos fertilizados durante más de 100 años con NPK o solo con NK. El agregado de P produjo un incremento de 5% en el

CO, pero al analizar las fracciones, sólo encontraron aumento de C en la fracción liviana (equivalente a la particulada) mientras que la fracción pesada (equivalente a la asociada a los minerales) no sufrió cambios significativos.

Evaluando las propiedades físicas del suelo, Rudrappa *et al.* (2006) reportaron un descenso de $0,06 \text{ Mg m}^{-3}$ en la densidad aparente entre un tratamiento con P y otro sin P, y Blair *et al.* (2006 b) no encontraron diferencias en la agregación del suelo por la fertilización fosforada. No hay efectos registrados del P sobre propiedades químicas como pH y disponibilidad de nutrientes, más allá del lógico aumento en la concentración de P disponible en el suelo a lo largo del tiempo, considerando su residualidad.

Debido a que los yacimientos de P son limitados y no renovables y al daño ambiental potencial de su aplicación excesiva (Sharpley y Rekolainen, 1997), es fundamental ajustar los programas de fertilización en función de la demanda de los cultivos y al manejo y la capacidad del suelo para suministrar P. En la región pampeana, el método de Bray y Kurtz (1945) es habitualmente utilizado para estimar el nivel de P disponible para los cultivos (García *et al.*, 2006), independientemente del sistema de labranza. No obstante, es conocido el efecto de estratificación de P en los suelos no labrados lo que podría afectar la nutrición de los cultivos (García *et al.*, 2006).

Para realizar el balance de P en el sistema suelo-planta, no sólo debe considerarse el efecto anual de la fertilización sino también su residualidad. Una forma de contemplar este efecto residual es trabajar con balances acumulados, en éstos la condición inicial de una campaña está determinada por el déficit o exceso de P al fin de la campaña precedente.

Para conocer el aumento o la reducción en las reservas de P del suelo, es necesario el uso de ensayos de larga duración en los que las aplicaciones son controladas, y la extracción de P por los cultivos y su concentración en suelo son monitoreados regularmente (Blake *et al.*, 2000).

2.3. Azufre

El azufre (S) muestra un comportamiento intermedio entre el P y el N, ya que en el suelo es un anión que es retenido con mayor fuerza que el nitrato pero con mucha menor energía que el fosfato (Quintero y Boschetti, 2004).

Dentro de las propiedades biológicas del suelo, Mandal *et al.* (2007) no encontraron efecto de la aplicación de S sobre la mineralización de N. En un ensayo a

largo plazo sobre un suelo Inceptisol en una región semiárida de India con un contenido de S de $20,7 \text{ mg kg}^{-1}$ (muy por encima del nivel crítico de 10 mg kg^{-1} para la zona), Masto *et al.* (2007) encontraron diferencias entre tratamientos con fertilización NPK y NPK+S sobre el volumen de residuos de maíz aportados ($1,94 \text{ Mg ha}^{-1}$ y $2,18 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente). Sin embargo, este aumento en el aporte de residuos no generó incrementos significativos sobre el contenido de CO del suelo. Esto puede explicarse al considerar que la fertilización con S también produjo un aumento en la respiración heterotrófica en el suelo ($5,88 \mu\text{gO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para NPK y $6,36 \mu\text{gO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para NPK+S).

El S no se presenta como un nutriente deficitario generalizado en el sudeste bonaerense, si bien estudios aislados han reportado respuesta al agregado de S en algunos cultivos (Reussi Calvo *et al.*, 2006; Pagani *et al.*, 2009); por lo tanto no sería esperable un aumento en el volumen de residuos y un aumento en el largo plazo del CO con el subsiguiente cambio en las propiedades del suelo.

No hay información sobre el efecto a largo plazo del agregado de S sobre las propiedades químicas y físicas del suelo.

2.4. Micronutrientes

Se conoce como micronutrientes a las sustancias que las plantas necesitan para su crecimiento y reproducción, pero en muy pequeña cantidad. Se conocen siete micronutrientes esenciales en todas las plantas: Boro (B), Cloro (Cl), Cobre (Cu), Hierro (Fe), Manganeseo (Mn), Molibdeno (Mo) y Zinc (Zn). Si bien no hay información sobre el efecto de la fertilización con los mismos sobre las propiedades del suelo, existen antecedentes de su capacidad para incrementar el rendimiento de los cultivos y por ende el aporte de C al sistema.

En la región pampeana se han determinado deficiencias y respuestas a la fertilización con B, Zn y Cu en cultivos extensivos como maíz, trigo y soja. Fundamentalmente las deficiencias se presentan en suelos deteriorados (Madonni *et al.*, 1999) o de elevado pH (Kabata- Pendias y Pendias, 1992).

El Zn interviene en la respiración, síntesis de proteínas y síntesis de clorofila. Si bien para Argiudoles de la Provincia de Buenos Aires, se han observado valores de Zn disponible entre $1,1$ y $5,4 \text{ mg kg}^{-1}$ (Lavado y Porcelli, 2000; Ratto de Miguez y Fatta, 1990), por encima del valor crítico de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (Brown *et al.*, 1971), se han reportado síntomas de deficiencia en maíz (Maddoni *et al.*, 1999; Urricarriet y Lavado, 1999) y trigo (Sainz Rosas *et al.*, 2003).

El B interviene en el metabolismo de los azúcares y en el cultivo de soja favorece la retención floral y el cuajado de vainas. Experiencias conducidas por Ferraris *et al.* (2005) en este cultivo han alcanzado respuestas en rendimiento que superaron el 10 % por sobre el testigo.

El Cu participa en procesos como la respiración, fotosíntesis y síntesis proteica. En Argiudoles de la región pampeana su concentración toma valores entre 0,81 y 1,85 mg kg⁻¹ (Lavado y Porcelli, 2000; Ratto de Miguez y Fatta, 1990), superiores al valor crítico de 0,4 mg kg⁻¹ (Kruger *et al.*, 1985). No hay registros de respuesta a Cu en la zona, sin embargo, a medida que aumentan los rendimientos, aumenta la extracción de nutrientes y disminuye la estabilidad de los ciclos, por lo que es probable que a futuro se detecten deficiencias (Ratto, 2006).

2.5. Encalado

El grado de acidez del suelo afecta la disponibilidad de nutrientes y la actividad de los microorganismos presentes en el mismo. El rango de pH donde la disponibilidad de nutrientes es óptima es de 5,5 a 6,5 o 7. Mientras que valores superiores a 5,5 no representan un inconveniente para el desarrollo de hongos y bacterias (Brady y Weil, 1999), la mayoría de las plantas superiores se desarrollan sin limitaciones en un rango de pH de 5,5 a 7. Así, cuando la acidez de un suelo se torna limitante para el desarrollo de microorganismos y plantas, se justifica el uso de prácticas como el encalado. Este proceso consiste en la aplicación de CaCO₃ que se hidroliza liberando OH⁻, elevando así el pH.

En suelos encalados Edmeades *et al.* (1981) determinaron incrementos en la tasa de mineralización de N, entre otras propiedades biológicas. Ensayos en el largo plazo demuestran que el aumento en el rendimiento de los cultivos generado por la aplicación de CaCO₃ en suelos ácidos resulta en incremento de retorno de C al suelo (Haynes y Naidu, 1998). Debido a este incremento en el volumen de residuos, sería esperable un incremento a largo plazo en el CO del suelo, sin embargo, Manna *et al.* (2007) en un Haplustalf típico de India y con pH 5,3 al inicio del ensayo, no hallaron diferencias en el CO del suelo ni en sus fracciones tras 30 años de encalado.

Dentro de las propiedades químicas del suelo, el pH se modificará por la hidrólisis de la cal, pero este cambio dependerá del pH inicial del suelo, de la capacidad buffer del mismo y de la dosis de cal aplicada. La disponibilidad de nutrientes también es alterada por el cambio en la acidez del suelo (Brady y Weil, 1999).

Se han reportado aumentos en la dispersión de arcillas y reducción en la estabilidad de agregados en el corto plazo por la aplicación de cal (Castro y Logan, 1991; Roth y Pavan, 1991). Sin embargo, otros estudios a largo plazo demuestran ausencia de cambios (Blevins *et al.*, 1983) o mejora en las propiedades físicas (Hoyt, 1981). Estas diferencias puede deberse a que en el largo plazo, el CaCO_3 actúa floculando y cementando partículas, y al posible aumento en CO generado por el incremento en el volumen de residuos.

Por lo mencionado, queda en evidencia que toda práctica de manejo que afecte la dinámica de C en el suelo, como la fertilización, el encalado y los sistemas de labranza, afectarán también a las propiedades físicas, químicas y biológicas que de él dependen. Si bien existe información sobre el efecto del N y los sistemas de labranza sobre el CO y las propiedades del suelo para el sudeste bonaerense, el efecto de otros nutrientes (como P, S y micronutrientes) y de la cal sobre las mismas no es conocido, así como tampoco su interacción con los sistemas de labranza. Considerando que los suelos del sudeste bonaerense tienen alto contenido de CO, y que por lo tanto tienen baja capacidad de almacenamiento del mismo (Hassink y Whitmore, 1997), no es esperable que se produzcan grandes cambios en las propiedades del suelo, generados por el mayor aporte de residuos al fertilizar o encalar, en plazos reducidos de tiempo. Tampoco son esperables cambios entre sistemas de labranza que no deriven de la mera acción mecánica.

3. EFECTO DE LOS CAMBIOS GENERADOS POR LA FERTILIZACIÓN Y LAS LABRANZAS SOBRE LOS CULTIVOS

Las características del suelo tienen un efecto directo sobre el desarrollo de los cultivos, por lo que sobre ellos se reflejará cualquier cambio en el ambiente edáfico generado por el manejo, en función de la magnitud del mismo. Así, una propiedad física como la densidad aparente limita de manera directa el crecimiento radicular en suelos francos cuando supera el valor umbral de $1,65 \text{ g cm}^{-3}$ (USDA, 2001), mientras que la estabilidad de los agregados producirá cambios en el comportamiento del cultivo de manera indirecta a través de su efecto sobre el almacenamiento y transporte de aire y agua (Brady y Weil, 1999).

Dentro de las propiedades biológicas del suelo, se ha demostrado que para suelos agrícolas del SE bonaerense, cuando Nan aumenta, la respuesta de los cultivos a la

fertilización nitrogenada disminuye. Por ejemplo, en el caso del maíz la respuesta es baja cuando se superan valores de N_{an} de 48 mg kg^{-1} (Calviño y Echeverría, 2003).

Una propiedad química como el pH afectará el desarrollo de las plantas cuando toma valores fuera del rango óptimo de 5,5 a 7 (Brady y Weil, 1999). El impacto de un nutriente en cambio dependerá básicamente del requerimiento del cultivo. Cuando se trata de nutrientes con residualidad en el suelo, como el P, su aplicación tendrá efecto a mediano y largo plazo, lo que no sucede en nutrientes con residualidad nula o baja, como N y S.

En un ensayo de 23 años, con diferentes tratamientos de fertilización nitrogenada, Jagadamma *et al.* (2008) determinaron que el rendimiento del maíz está positivamente correlacionado con la estabilidad de agregados, CO y N total, y negativamente correlacionado con el pH del suelo; y todos estos parámetros fueron afectados por la fertilización con N, demostrando así que esta práctica de manejo no sólo tiene efectos directos sobre el desarrollo del cultivo, sino también efectos indirectos a largo plazo.

En cuanto a los sistemas de labranza, Alvarez y Steibach (2009) analizando los resultados de 35 ensayos en la región pampeana, determinaron que el rendimiento de soja no es modificado por el sistema de labranza, mientras que en el caso del trigo y el maíz, el rendimiento es superior bajo LC (13 % y 6 % respectivamente). Estas diferencias no se apreciaron cuando se fertilizó con N, lo que sugiere que la diferencia de rendimiento deriva del mayor aporte de N por mineralización en LC.

HIPÓTESIS

Para un suelo Argiudol típico del sudeste bonaerense:

1. La fertilización con N, P, S y enclado a largo plazo no afecta las fracciones lábiles de la MO, la capacidad de mineralización de N y la estabilidad de agregados, independientemente del sistema de labranza en el total de la capa arable.
2. Los efectos de los sistemas de labranza sobre las fracciones lábiles de la MO y la capacidad de mineralización de N sólo se manifiestan en los primeros cm del suelo.
3. No hay efecto residual de N, S y micronutrientes sobre el rendimiento del cultivo de maíz.

OBJETIVO

Evaluar en el largo plazo cómo la fertilización y los sistemas de labranza afectan las propiedades físicas, químicas y biológicas de un suelo del sudeste bonaerense, y el efecto de estos cambios sobre el comportamiento del cultivo de maíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. RESPUESTA DEL SUELO A LA FERTILIZACIÓN Y SISTEMAS DE LABRANZA A LARGO PLAZO

El presente trabajo de tesis se desarrolló en el marco de un ensayo de larga duración que se conduce en la Unidad Integrada Facultad de Ciencias Agrarias - Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce (37° 45'S; 58° 18'W) sobre un complejo de Argiudol Típico y Paleudol Petrocálcico de textura franca, con más de 50 años de historia agrícola previa bajo LC. Las propiedades químicas del suelo al inicio del ensayo se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades químicas del suelo al inicio del ensayo de larga duración (año 2001)

Profundidad (cm)	pH	P Bray (mg kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (kg ha ⁻¹)	S-SO ₄ ²⁻ (kg ha ⁻¹)
0-20	5,8 ± 0,1*	29 ± 4	32 ± 3	39 ± 3	34 ± 11
20-40				19 ± 4	20 ± 4
40-60				13 ± 2	19 ± 2

* promedio ± desvío estándar

El ensayo se inició en 2001 y la secuencia de cultivos fue: maíz (2001-2002), soja (2002-2003), trigo/soja (2003-2004), trigo/soja (2004-2005), maíz (2005-2006), soja (2006-2007), trigo/soja (2007-2008) y maíz (2008-2009). Los cultivos fueron manejados según las prácticas habituales para la región y bajo sistema de riego complementario solo cuando el déficit hídrico comprometía su desarrollo.

El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con arreglo en parcelas divididas y tres repeticiones. A la parcela mayor (25 m x 35 m) se le asignaron dos tipos de labranza: SD y LC. En LC las herramientas utilizadas fueron rastra de discos y cultivador de campo. A las sub-parcelas (7 m x 25 m) se les asignaron los tratamientos de fertilización: testigo (sin fertilización), fertilizado con N y P (NP), con N y S (NS), con P y S (PS), con N, P y S (NPS), con N, P, S y los micronutrientes Cu, B y Zn (NPS + Mi), y con N, P, S, micronutrientes y cal (NPS + Mi + cal). La dosis de cada fertilizante en cada cultivo (Tabla 2) fue estimada con el objetivo de lograr el máximo rendimiento.

Tabla 2. Dosis de nutriente (kg ha^{-1}) y tipo de fertilizante utilizado, y cal, aplicados en los cultivos dentro de la rotación.

Nutriente	Dosis (kg ha^{-1})			Fertilizante
	Maíz	Soja 1 ^a	Trigo	
N	150	-	120	Urea
P	30	30	30	Super Fosfato triple de Ca
S	15	15	15	Yeso: CaSO_4
Zn	0,4	1	1	ZnSO_4
Cu	-	1	1	CuSO_4
B	-	1	-	Borax: $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$
Cal	600	600	600	Dolomita: $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$

Con los resultados de rendimiento del ensayo en el período 2001 a 2008 (datos no mostrados), utilizando un índice de cosecha de 0,45 para maíz, 0,37 para soja (Andrade *et al.*, 1995) y 0,4 para trigo (Studdert & Echeverría, 2000), y un contenido de C en planta de 42%, se calculó el retorno de C total para cada uno de los tratamientos de fertilización.

Antes de la siembra del maíz ciclo 2008-2009 se tomaron muestras compuestas de suelo de cada sub-parcela a cuatro profundidades: 0 - 5 cm, 5 - 20 cm, 20 - 40 cm y 40 - 60 cm. Todas las muestras fueron secadas en estufa con circulación forzada de aire a 30 °C y molidas hasta pasar por tamiz de 2 mm de apertura de malla, eliminando el material vegetal que quedaba sobre el tamiz. En ellas se analizaron las siguientes variables:

1.1. Propiedades físicas

1.1.1. Densidad aparente

Se utilizó la técnica del cilindro volumétrico (Blake y Hartge, 1986). En cada una de las parcelas se extrajeron 5 muestras de suelo usando un muestreador manual con cilindros de acero inoxidable de borde afilado de 5 cm de diámetro (volumen de 100 cm^3) a dos profundidades: 0 a 5 cm y 5 a 10 cm. Las muestras fueron secadas en estufa a 105 °C y luego pesadas. La densidad aparente se calculó dividiendo el peso de la muestra seca, descontando la tara del cilindro, por el volumen del mismo. Los 5 valores obtenidos para cada parcela a una determinada profundidad fueron promediados.

Los resultados de densidad aparente se utilizaron en la conversión de medidas de concentración (g kg^{-1} o mg kg^{-1}) a cantidad (kg ha^{-1}). Para la conversión de los valores de 5 a 20 cm se utilizó el valor de densidad aparente de la profundidad 5 a 10 cm.

1.1.2. Estabilidad de agregados

El método utilizado fue el descrito por De Boodt *et al.* (1961). Se tomaron muestras compuestas de suelo de los primeros 20 cm del perfil con ayuda de una pala. Se rompieron cuidadosamente los agregados de forma manual, para luego ser tamizados (8 mm de malla) y secados al aire.

Una alícuota de 300 g de cada muestra fue tamizada en seco a través de tres tamices (4,8, 3,36 y 2,0 mm de apertura de malla) durante 5 min. Se pesó la fracción que permaneció sobre cada tamiz. Luego, una cantidad de 100 g de suelo tamizado en seco (respetando las proporciones de agregados que habían quedado en cada tamiz) fue humedecida, incubada a 35 °C durante 24 h, y tamizada en agua a través de una serie de seis tamices (4,8, 3,36, 2,0, 0,84, 0,5 y 0,3 mm de apertura de malla) durante 30 min. Cada fracción fue secada y pesada.

Se determinó el diámetro de peso medio (DPM) de los agregados para cada tipo de tamizado (seco y húmedo) y por diferencia entre ambos se determinó el cambio en el diámetro de peso medio (CDPM). El DPM se calculó según:

$$\text{DPM} = \sum_{i=1}^n x_i \cdot w_i$$

donde i es cada fracción de agregados, n es el número total de fracciones de agregados incluyendo la que pasa a través del tamiz más fino, x_i es el diámetro promedio de cada fracción i (mm), calculado como la media de la apertura de malla de dos tamices consecutivos y w_i es la proporción del peso de cada fracción i respecto de la muestra total tamizada (g g^{-1})

Los resultados de estabilidad de agregados se expresaron como índice de estabilidad de agregados (IE), valor que se obtiene dividiendo el valor obtenido en un suelo virgen por el CDPM de cada muestra. El valor utilizado para suelos prístinos fue 0,26 (Studdert *et al.*, 1997).

1.2. Propiedades biológicas

1.2.1. CO total (COT)

Se determinó en las muestras de 0 a 5 y 5 a 20 cm, según la técnica propuesta por Schlichting *et al.* (1995). Ésta consiste en la oxidación de la materia orgánica del suelo en presencia de H_2SO_4 y $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ en estufa a 90°C durante 120 min. A diferencia de la técnica de Walkey y Black (1934), el calentamiento durante el proceso genera la oxidación total del C, por lo que no es necesario utilizar factores de corrección para convertir los valores de C fácilmente oxidable a C total. La cuantificación del C se realizó mediante colorimetría, a una longitud de onda de 572 nm y utilizando tartrato de sodio ($\text{Na}_2\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) como estándar para la calibración.

Para esta variable, así como para otras a continuación, el contenido a la profundidad de 0 a 20 cm se estimó mediante un promedio ponderado de los valores obtenidos en las profundidades de 0 a 5 cm y 5 a 20 cm.

Para estimar la acumulación adicional de CO en el suelo en tratamientos fertilizados con N respecto con el testigo sin N se utilizó la ecuación determinada por Alvarez (2005):

$$\Delta\text{SOC} (\text{Mg C ha}^{-1}) = 2,7 + 0,91 \cdot \text{N} + 1,3 \cdot \text{C}_i + 0,049 \text{R}_m - 0,39 \cdot \text{T}_m - 1,5 \cdot \text{T}_i$$

donde:

N: nitrógeno total aplicado durante el experimento ($1,05 \text{ Mg N ha}^{-1}$)

C_i : índice para categorizar la producción de biomasa según la rotación (2)

R_m : precipitación media anual (92,8 cm)

T_m : temperatura media anual (14°C)

T_i : índice de textura del suelo (1)

1.2.2. CO particulado (COP)

Se separó la fracción orgánica particulada del suelo empleando la técnica de Cambardella y Elliott (1992). La muestra de suelo se agitó durante 15 h en presencia de hexametáfosfato de sodio como dispersante, y luego fue tamizada ($53 \mu\text{m}$ de apertura de malla). La fracción retenida por el tamiz fue descartada, mientras que la que pasa a través del mismo se recogió en un recipiente, se secó en estufa a 60°C y en ella se determinó el contenido de carbono en la fracción asociada a los minerales (COA). Por diferencia entre COT y COA se calculó el COP.

1.2.3. N total (NT) y N en la fracción particulada (NP)

Se realizó empleando el método de Dumas de combustión seca (LECO, 2010) sobre el suelo sin fraccionar (NT) y sobre la fracción asociada a los agregados del suelo, en muestras de 0-5 y 5-20 cm. Por diferencia entre ambas se calculó el N en la fracción particulada (NP). La combustión se realizó a una temperatura de 950°C empleando gas oxígeno como acelerador. Los productos de combustión fueron filtrados, secados y reducidos por medio de cobre. El N₂ generado fue arrastrado mediante gas helio hasta una celda de conductividad térmica donde se midió su concentración (LECO, 2010).

1.2.4. Potencial de mineralización de N

Se estimó a partir del N anaeróbico (N_{an}) en las muestras de 0 a 5 y 5 a 20 cm. En este método, el potencial de mineralización se estima a través de la producción de NH₄⁺ durante una incubación de suelo a 40 °C durante 7 días en condiciones de saturación con agua (Waring y Bremner, 1964). El NH₄⁺ producido se cuantificó mediante destilación por arrastre de vapor en presencia de MgO (Bremner y Keeney, 1965)

1.3. Propiedades químicas

1.3.1. Nitrato

La determinación se realizó en las muestras tomadas de 0 a 5, 5 a 20, 20 a 40 y 40 a 60 cm. El ión NO₃⁻ se extrajo mediante agitación con K₂SO₄ 0,1 N durante 30 min. Luego el extracto fue filtrado y una alícuota del mismo se secó a 90°C. El residuo seco fue tratado con ácido fenildisulfónico en medio básico (NaOH 25%), con lo que se desarrolla coloración amarilla. La cuantificación se realizó mediante colorimetría a una longitud de onda de 420 nm (Kenney y Nelson, 1982).

1.3.2. Fósforo disponible

Se determinó en las muestras de 0 a 5 y 5 a 20 cm. Se utilizó como extractante una combinación de HCl y NH₄F para remover formas fácilmente solubles en ácido, principalmente fosfato ligado al calcio y una porción del ligado al Fe y Al (Bray y Kurtz, 1945). La determinación del contenido de P fue colorimétrica, utilizando como reactivo color una solución de molibdato de amonio, tartrato de antimonio y potasio, ácido

ascórbico y ácido sulfúrico. La absorbancia se midió a una longitud de onda de 882 nm (Murphy y Riley, 1962).

Se calculó el balance de P del sistema en cada año de ensayo como la diferencia entre el ingreso y egreso del nutriente al sistema, a partir de datos de ciclos anteriores. El ingreso de P fue calculado a partir de la cantidad de fertilizante fosfatado y el egreso a partir del rendimiento de los cultivos y de la concentración de P en grano determinada por análisis químico mediante el método de Walinga *et al* (1995).

1.3.3. Sulfato

La determinación se realizó en las muestras tomadas de 0 a 5, 5 a 20, 20 a 40 y 40 a 60 cm. El ión SO_4^{2-} se extrajo con una solución de $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$. Durante la extracción se agregó carbón activado para sorber la materia orgánica y evitar que influya en la medición. La cuantificación se realizó por turbidimetría con BaCl_2 al 10% y Tween 80 (polioxietilen sorbitan monooleato) como estabilizador (Johnson, 1987). La absorbancia se midió a una longitud de onda de 410 nm.

1.3.4. pH

Se midió en las muestras de 0 a 5 y 5 a 20 cm, con una relación suelo:agua 1:2,5 (v / v). Se utilizaron datos de pH de los años anteriores al evaluado, a la profundidad de 0 a 20 cm, con el fin de analizar la evolución de esta propiedad. Para facilitar su estudio a lo largo del tiempo, los tratamientos se dividieron en 3 grupos: fertilizados con N (NP, NS, NPS y NPS + Mi), no fertilizados con N (Testigo y PS) y fertilizados con N pero enmendados con cal (NPS + Mi + Cal).

2. EFECTO DE LOS CAMBIOS GENERADOS POR LA FERTILIZACIÓN Y LAS LABRANZAS SOBRE EL CULTIVO DE MAÍZ

En el octavo año del ensayo (ciclo 2008-2009) se dividió cada sub-parcela en dos áreas. A una de ellas se la trató de manera habitual, con los tratamientos de fertilización correspondientes al cultivo. La segunda no fue fertilizada durante ese ciclo, con el objetivo de cuantificar el efecto residual sobre el cultivo de los tratamientos de fertilización.

Debido a que la aplicación o no del fertilizante no fue aleatoria en las unidades experimentales, los resultados del sector no fertilizado se analizaron como si provinieran de un ensayo independiente y, por lo tanto, no se realizó comparación estadística entre los resultados en fertilizado y no fertilizado.

El cultivo implantado durante el ciclo fue maíz (híbrido DK882RR) con una densidad objetivo de 80000 plantas ha⁻¹ y una distancia entre surcos de 0,7 m.

En este cultivo se determinó el rendimiento en grano cosechando una superficie 10,5 m² en las parcelas fertilizadas y 8,4 m² en las no fertilizadas. La trilla se realizó mediante trilladora estática y el rendimiento se expresó en kg ha⁻¹ a 14 % de humedad.

También se determinó la concentración de N, P y S en grano. Para esto, las muestras fueron molidas (1mm) y luego se determinó sobre ellas la concentración de N y S total mediante el método de Dumas de combustión seca (LECO, 2010), siguiendo la misma metodología explicada para análisis de suelo. Se utilizó el analizador TruSpec CN a 950 °C. En el caso del azufre, se empleó el analizador TruSpec S y la temperatura de combustión es 1350 °C. El P en grano se cuantificó mediante el método de digestión de Walinga *et al* (1995).

Se evaluó el efecto de los sistemas de labranza y las prácticas de fertilización sobre las variables determinadas empleando el procedimiento SAS/Mixed (SAS Institute, 1985). Cuando se estudió el comportamiento de un parámetro en el tiempo, el efecto de los tratamientos se evaluó año a año separadamente, utilizando el mismo procedimiento. Los efectos se consideraron significativos si $P < 0,05$. Las comparaciones de medias se efectuaron mediante el test de Tukey-Kramer, con un nivel de significación establecido del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. RESPUESTA DEL SUELO A LA FERTILIZACIÓN Y LOS SISTEMAS DE LABRANZA A LARGO PLAZO

1.1. Propiedades Físicas

1.1.1. Densidad aparente

No se encontraron diferencias entre los tratamientos de fertilización pero si entre los sistemas de labranza para la profundidad de 0 a 5 cm (Figura 1), donde SD presentó mayores valores que LC (1,28 y 1,15 g cm⁻³ respectivamente). Este efecto se debe a que el laboreo tiende a disminuir en el corto plazo la densidad del suelo (Hamblin, 1984) mediante la creación de macroporos irregulares (Pagliai *et al.*, 1984), mientras que en SD la densidad aumenta debido a la consolidación natural del suelo al no ser removido y al tránsito de las maquinarias agrícolas.

De 5 a 20 cm de profundidad no se encontraron diferencias tampoco entre labranzas, con un valor promedio de 1,31 g cm⁻³. En ninguna situación se superó el umbral de densidad aparente establecido como límite para el crecimiento radicular para suelos francos de 1,65 g cm⁻³ (USDA, 2001).

Zhang *et al.* (2006) tampoco observaron diferencias en esta variable física luego de 13 años de fertilización con N y P sobre un suelo con un contenido de MO de 11 g kg⁻¹, mucho menor al del presente ensayo. Vidal y Costa (2000) determinaron en suelos agrícolas de la zona diferencias entre LC y SD de 0,16 g cm⁻³, valor similar al del presente ensayo (0,13 g cm⁻³).

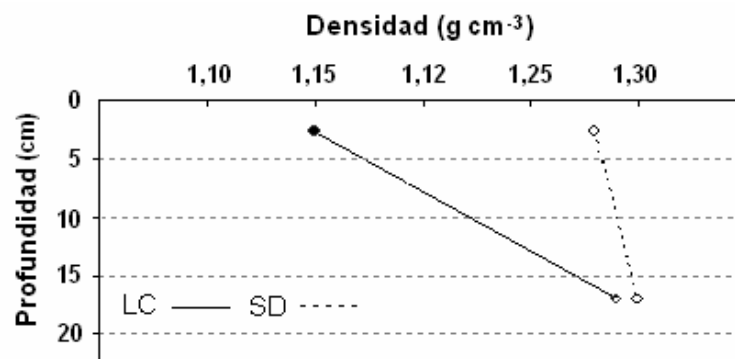


Figura 1. Densidad aparente del suelo en dos profundidades: 0 a 5 cm y 5 a 20 cm en dos sistemas de labranza (SD y LC).

Podría esperarse que el incremento en el largo plazo del contenido de CO en los primeros centímetros del suelo bajo SD (Puget y Lal, 2005), junto con el mayor desarrollo de bioporos (Hubert *et al.*, 2007), pudieran revertir el aumento en la densidad aparente. Sin embargo, en un lapso de 8 años, este efecto no se evidenció.

1.1.2. Estabilidad de agregados

No se determinaron diferencias entre sistemas de labranza ni entre tratamientos de fertilización. El IE obtenido para SD fue de 45,4 % y 35,9 % para LC (Figura 2), sin diferencias significativas entre ambos, lo que es llamativo ya que la diferencia entre ambos valores es de casi 10 %. Esto se debe a la alta variabilidad de los datos, con coeficientes de variación de 27% en SD y 36% en LC.

Para suelos similares de la misma zona, Eiza *et al.* (2006) encontraron en un ensayo de 9 años de duración un resultado similar (44,8 % en SD y 37,7 % en LC). Este parámetro físico está íntimamente ligado al CO (Abiven, 2009), por lo que se discutirá en la sección correspondiente a este último.

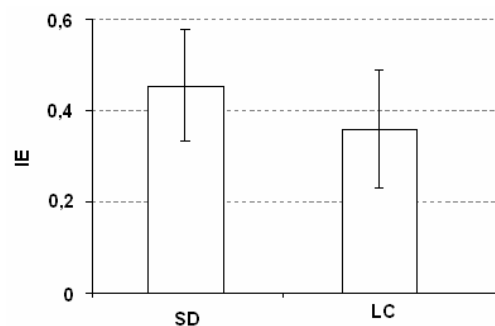


Figura 2. Índice de estabilidad de agregados (IE) en dos sistemas de labranza (SD y LC).

En resumen, ninguna de las propiedades físicas fue modificada por efecto de la fertilización a largo plazo, mientras que los sistemas de labranza sólo afectaron en superficie la densidad aparente.

1.2. Propiedades Biológicas

1.2.1. Carbono Orgánico

El aporte de C de los residuos de cultivos acumulado en los 8 años de ensayo fue diferente entre tratamientos de fertilización (Tabla 3), con mayor cantidad en los tratamientos fertilizados con N, seguidos por PS y luego por el Testigo. Sin embargo, estas diferencias en aporte de C entre tratamientos de fertilización no se vieron reflejadas en la concentración ni en la cantidad de COT y COP en el suelo, y solo hubo efecto de los sistemas de labranza (Figura 3), lo que indica una baja eficiencia de estabilización de C (Δ CO del suelo/ Δ aporte C). Esta baja eficiencia podría interpretarse mediante el concepto de que los suelos en un estado cercano a la saturación con C, poseen un potencial de almacenamiento bajo (Hassink y Whitmore, 1997), por lo que aunque el aporte a través de los residuos fuera alto, muy poco será retenido en CO. Sin embargo, los suelos vírgenes de la zona pueden alcanzar valores de C próximos a 45 g kg^{-1} (Sainz Rozas y Echeverría, 2008a), contenidos mucho mayores al inicial en este ensayo (32 g kg^{-1}). De esta manera, aunque el contenido actual de C es relativamente elevado, estos suelos aun tendrían potencial de retener C. Por otra parte, si se considera que el contenido de C en los primeros 20 cm del suelo al inicio del ensayo es de aproximadamente 78 Mg ha^{-1} , entonces el aporte adicional de C generado por los residuos en los tratamientos fertilizados con N a lo largo de 8 años es muy pequeño ($\Delta C=5 \text{ Mg ha}^{-1}$). Aplicando la ecuación descrita por Álvarez (2005) con datos zonales, se estimó un incremento en el contenido de C, generado por la aplicación de N, de $3,84 \text{ Mg C ha}^{-1}$, que representa un aumento en la concentración de C de $0,16 \text{ g kg}^{-1}$. Incluso considerando una eficiencia de estabilización del 100% (todo el C aportado por los residuos permanece en el suelo) el incremento en la concentración de C sería de solo 0,2 %. Por lo tanto, es más razonable hipotetizar que la ausencia de respuesta a la fertilización en CO se debe principalmente a la dilución del C de los residuos en el pool mucho más grande de C del suelo, y no a la saturación del mismo.

Otros estudios en el sudeste bonaerense tampoco determinaron diferencias en el contenido de COT del suelo ni en sus fracciones por la aplicación de fertilizantes nitrogenados (Studdert *et al.*, 1997; Alvarez *et al.*, 1998; Diovisalvi *et al.*, 2008). Al considerar que el N fue el nutriente que produjo el mayor incremento en aporte de C relativo al Testigo, y sin embargo no produjo incremento en el contenido de CO del

suelo, es lógico que P, S, micronutrientes y el encalado tampoco generen cambios en COT y sus fracciones.

Tabla 3. Aporte de C en los rastrojos (parte aérea) acumulado en los 8 años de ensayo para diferentes tratamientos de fertilización. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre tratamientos según test de Tukey-Kramer.

Tratamiento	Aporte de C (Mg ha ⁻¹)
Testigo	17,0 c
NP	20,4 ab
NS	21,2 a
PS	19,1 b
NPS	21,3 a
NPS + Mi	21,2 a
NPS + Mi + Cal	21,9 a

Se evidenciaron diferencias en COT (g kg⁻¹) entre sistemas de labranza en los primeros 5 cm del suelo (Figura 3), donde SD superó en 3,1 g kg⁻¹ a LC (equivalente a 4 Mg ha⁻¹). Diversos autores han reportado este enriquecimiento superficial a largo plazo (Alvarez *et al.*, 1995; Fabrizzi *et al.*, 2003; Gutiérrez Boem *et al.*, 2008). Esta diferencia se debe a una mayor acumulación de COP, ya que la fracción asociada no sufrió cambios. Esto concuerda con el concepto de que la fracción particulada es la más sensible a cambios en el ambiente edáfico, y por lo tanto puede ser utilizada como un indicador temprano de cambios en el suelo generados por el manejo (Janzen *et al.*, 1998).

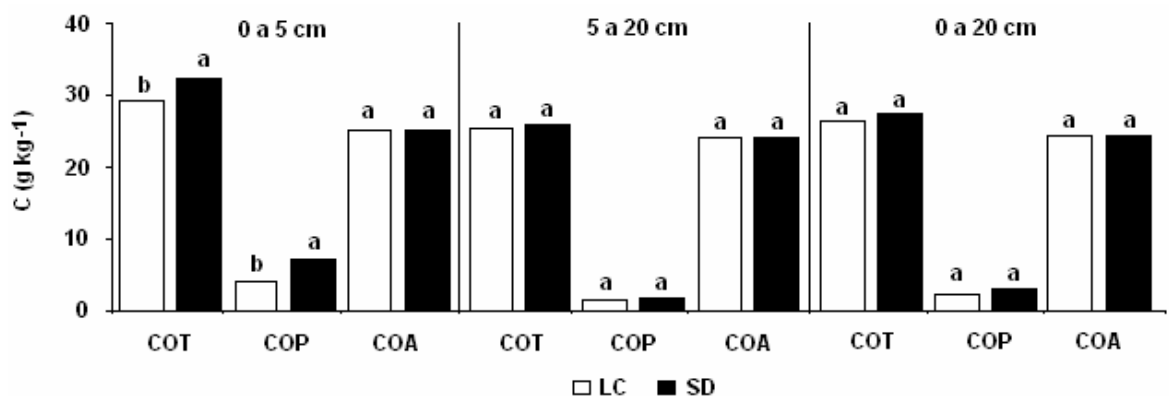


Figura 3. Concentración de C total (COT), particulado (COP) y asociado a los minerales (COA) en dos sistemas de labranza: convencional (LC) y siembra directa (SD) a tres profundidades: 0 a 5 cm, 5 a 20 cm y 0 a 20 cm. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre sistemas de labranza dentro de una misma fracción de CO según test de Tukey-Kramer.

Cuando se analiza la cantidad de C (Mg ha^{-1}) en lugar de la concentración (g kg^{-1}) se observa también un aumento en SD en los primeros 5 cm de suelo respecto a LC (Figura 4) en todas las fracciones, pero este aumento no es significativo cuando se analiza el total de la capa arable (0 a 20 cm) (Figura 3). Esto coincide con lo descrito por otros autores (Puget y Lal, 2005), y es explicado por la estratificación del CO en SD, con mayor cantidad en superficie pero sin diferencias en profundidad, relativa a la LC (Murage *et al.*, 2007). Sin embargo, en este caso no se encontró mayor cantidad de CO en la profundidad de 5 - 20 cm en LC (Figura 3). De esta manera, la estratificación del CO no parece ser el motivo de la ausencia de respuesta al sistema de labranza en la capa arable, sino que el efecto observado en los primeros 5 cm en SD queda diluido cuando se considera una mayor profundidad y deja así de ser significativo.

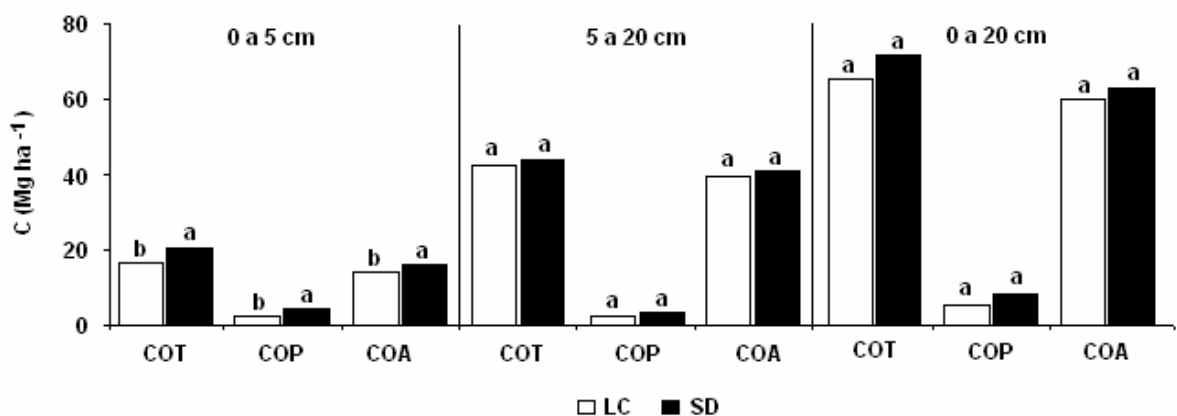


Figura 4. Contenido de C orgánico total (COT), particulado (COP) y asociado a los minerales (COA) en dos sistemas de labranza: labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) a tres profundidades: 0 a 5 cm, 5 a 20 cm y 0 a 20 cm. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre sistemas de labranza dentro de una misma fracción de CO según test de Tukey-Kramer.

En el sudeste bonaerense, se reportaron resultados similares con respecto al efecto de las labranzas sobre las fracciones de CO (Diovisalvi *et al.*, 2008; Eiza *et al.*, 2005b). Debe considerarse que el ambiente sub-húmedo de la región y el uso de riego complementario en el ensayo pueden haber evitado que se manifiesten diferencias más notables entre sistemas de labranza, ya que el potencial de secuestro de C cuando se emplea SD es mayor en ambientes semiáridos (VandenBygaart *et al.*, 2003, Steinbach y Alvarez, 2005). Esto se debe a que el contenido de agua en el suelo es menor en LC (Karamanos *et al.*, 2004), por lo que si las condiciones hídricas son

limitantes, se manifiestan deficiencias en el desarrollo de los cultivos bajo LC que derivan en un menor aporte de C como residuos al suelo.

Los resultados de CO obtenidos pueden explicar el comportamiento de parámetros físicos como la estabilidad de agregados, ya que es un factor determinante para la misma al incrementar la cohesión entre partículas dentro de los agregados y aumentar la hidrofobicidad de los mismos (Abiven, 2009). Considerando que no hubo diferencias en el contenido de CO en el suelo en el total de la capa arable, es razonable que no se observaran diferencias en este parámetro físico. Otros autores determinaron una estrecha relación lineal entre el contenido de C y la estabilidad de agregados: $R^2 = 0,66$ (Chenu *et al.* 2000) y $0,57$ (Eiza, 2005a), sin embargo en el presente trabajo el coeficiente de regresión, si bien fue significativo, fue mucho menor (Figura 5). Este comportamiento podría deberse a la menor amplitud en el rango de contenido de C en suelo en el presente ensayo.

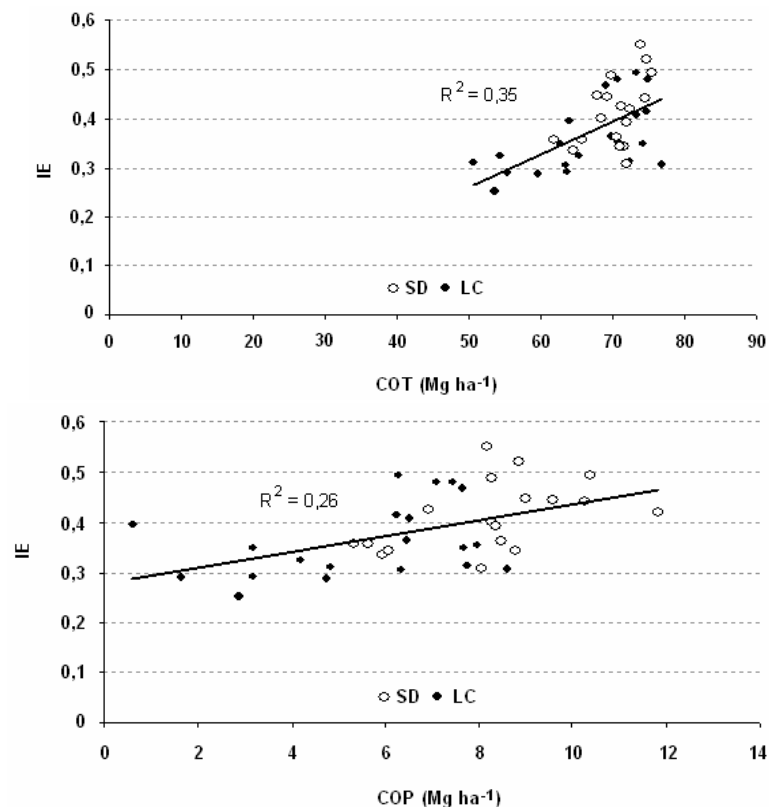


Figura 5. Relación entre el índice de estabilidad de agregados (IE) y el carbono orgánico: COT y COP para dos sistemas de labranza: LC y SD en el estrato 0 - 20 cm.

Las fracciones más lábiles del CO tienen un mayor efecto benéfico sobre la estabilidad de agregados (Bronick y Lal, 2005), ya que el procesamiento de los residuos orgánicos lábiles comprendidos en el COP y formados en parte por compuestos de muy alta labilidad liberados por raíces y hongos, permite que las partículas se unan entre sí formando los agregados. Por esto era esperable que hubiera una mayor asociación entre COP e IE que entre COT e IE. Eiza (2005a) determinó una relación de 0,57 en el primer caso y 0,41 en el segundo. Sin embargo, esto no fue lo observado en el presente trabajo (Figura 5), probablemente debido a que el rango de datos de C fue acotado, y el mayor efecto del COP sobre el IE se vio enmascarado por el mayor error que tiene la determinación del COP (ya que su determinación es indirecta, a partir de la diferencia entre COT y COA)

Kong *et al.* (2005) también encontraron relación lineal entre la cantidad de C secuestrada (Mg C ha^{-1}) y la estabilidad de agregados ($R^2=0,75$), y entre el aporte de C y la estabilidad de agregados ($R^2=0,70$). El contenido medio de C en el suelo donde se llevó a cabo este ensayo era de $17,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (0 a 15 cm), mucho menor al del presente trabajo: $69,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (0 a 20 cm). La diferencia en el contenido de C puede explicar las diferencias en resultados, ya que el impacto que tiene la adición de residuos orgánicos sobre la estabilidad de agregados es generalmente mayor cuando el contenido de C del suelo es bajo (Fortun *et al.*, 1996).

1.2.2. Nitrógeno total

No hubo diferencias en la concentración (g kg^{-1}) ni en el contenido (Mg ha^{-1}) de N total entre tratamientos de fertilización (Figura 6 a y b), ni interacción entre fertilización y labranzas. Solo hubo diferencias en los primeros 5 cm del suelo, donde N total fue superior en SD en la fracción particulada y total.

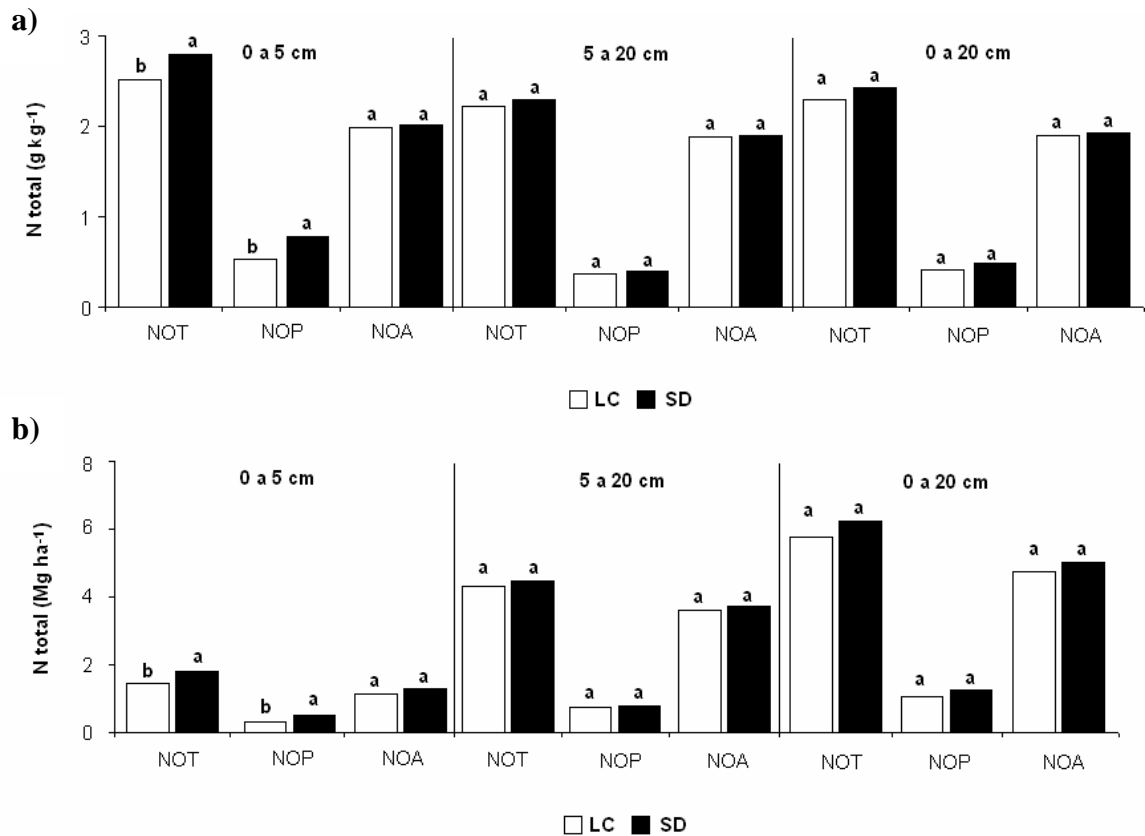


Figura 6. (a) Concentración y (b) contenido de N total (NOT), particulado (NOP) y asociado a los minerales (NOA) en dos sistemas de labranza: convencional (LC) y directa (SD) a tres profundidades: 0 a 5 cm, 5 a 20 cm y 0 a 20 cm. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre sistemas de labranza dentro de una misma fracción de CO según test de Tukey-Kramer.

La concentración (g kg⁻¹) y el contenido (Mg ha⁻¹) de N total se comportaron de manera similar al CO, lo que es esperable considerando la alta relación que existe entre ambas variables (Figura 7).

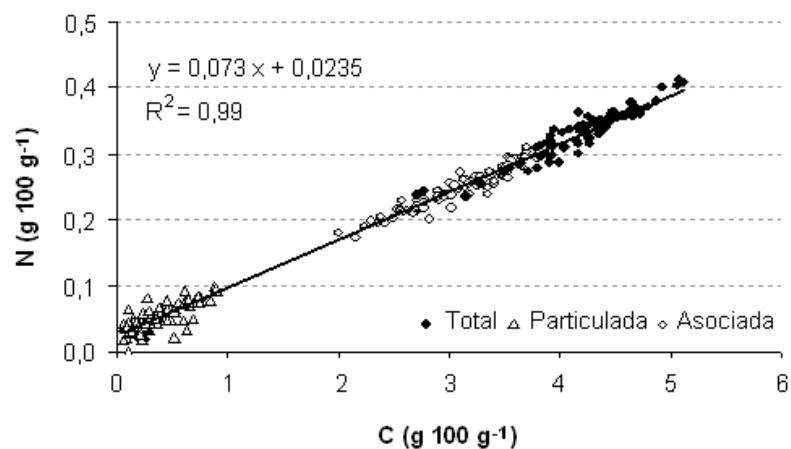


Figura 7. Relación entre C y N en suelo discriminando las fracciones total, particulada y asociada.

No hubo diferencias entre sistemas de labranza ni tratamientos de fertilización para la relación C:N dentro de cada fracción del suelo y profundidad (Tabla 4). Esto quiere decir que el aumento en el contenido de C en los primeros 5 cm bajo SD es acompañado de manera proporcional por el aumento en el contenido de N, quedando inalterada la relación entre ambos elementos.

Lo valores de la relación C:N para la fracción total y asociada (Tabla 4) concuerdan con los citados por la bibliografía para los suelos de la zona (Domínguez *et al.*, 2009; Fabrizzi *et al.*, 2003), pero no así los de la fracción particulada, que fueron mas bajos de lo esperado, ya que al ser la fracción más joven y dinámica, es esperable que tenga mayor concentración de C con respecto a las demás fracciones. Comparando los desvíos estándar de la relación C:N de la fracción particulada con las demás fracciones, se observa que los valores son muchos mayores, coincidiendo con Domínguez *et al.* (2009). Así, queda en evidencia que este comportamiento inesperado puede deberse a inexactitud de los métodos experimentales utilizados en la determinación.

Tabla 4. Relación C:N para las fracciones total, particulada y asociada del suelo, a diferente profundidad.

Profundidad (cm)	Relación C:N		
	Total	Particulada	Asociada
0 a 5	11,5 ± 0,4 *	6,2 ± 2,1	12,8 ± 0,7
5 a 20	11,2 ± 1,3	5,3 ± 2,6	12,8 ± 1,0
0 a 20	11,6 ± 0,5	8,8 ± 3,6	12,6 ± 0,5

* promedio ± desvío estándar

1.2.3. Mineralización de N

No hubo diferencias en Nan entre tratamientos de fertilización. Para la profundidad de 0 a 5 cm se encontraron diferencias entre labranzas, con mayores valores en SD (Tabla 5), mientras que de 5 a 20 cm, no hubo diferencias. Este comportamiento coincide con la distribución del COT y COP entre sistemas de labranza y profundidades. Fabrizzi *et al.* (2003) encontraron para un suelo degradado de la zona resultados similares de Nan, mientras que Diovisalvi *et al.* (2008) reportaron valores más altos y diferencias entre sistema de labranza solo a partir del décimo año de ensayo, pero en un lote proveniente de pastura, menos degradado que el del presente ensayo con mas de 50 años de agricultura. Genovese *et al.* (2009) determinaron que

cuanto mayor es la historia agrícola, menores son los valores de Nan, independientemente del sistema de labranza.

Si se considera el total de la capa arable (0 a 20 cm), las diferencias encontradas entre sistemas de labranza de 0 a 5 cm quedan diluidas y dejan de ser significativas. Así, no es esperable que haya diferencias en el rendimiento de los cultivos por el aporte diferencial de N por mineralización entre sistemas de labranza.

Tabla 5. N anaeróbico (Nan) en dos sistemas de labranza (LC y SD) en tres profundidades (0 a 5 cm, 5 a 20 cm y 0 a 20 cm). *Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre sistemas de labranza dentro de una misma profundidad según test de Tukey-Kramer.*

Profundidad (cm)	Nan (mg N kg ⁻¹)	
	SD	LC
0 a 5	79 a	56 b
5 a 20	44 a	49 a
0 a 20	53 a	51 a

El aumento observado en Nan bajo SD en los primeros 5 cm puede deberse a incrementos en el contenido de N por la conservación de fracciones activas o pasivas de la materia orgánica (Franzluebbers *et al.*, 1994) o a la reducción de la relación C:N (Paustian *et al.*, 1992), que aumenta la velocidad de ciclado del N. Ya que hubo diferencias en el contenido de N total y N particulado entre sistemas de labranza (Figura 6) y que no hubo diferencias en la relación C:N del suelo (Tabla 4), puede concluirse que el aumento en Nan en SD en los primeros 5 cm del suelo es generado por una mayor cantidad de N susceptible a ser mineralizado, y no por una mayor velocidad de ciclado del N presente.

Se evidencio una estrecha relación positiva entre las fracciones de la MO y Nan ($p < 0,0001$) (Figura 8). El mayor coeficiente de ajuste se obtuvo utilizando COP como variable regresora ($r^2=0,68$), mientras que para COA y COT los valores fueron inferiores ($r^2=0,24$ y $r^2=0,51$ respectivamente). Esto coincide con el concepto de que el COP es la fracción del CO más dinámica, con mayor tasa de mineralización, y por lo tanto la que contribuye en mayor medida a la fertilidad del suelo (Cambardella y Elliot, 1992).

Puede observarse (Figura 8) que los datos correspondientes a LC se agrupan tomando valores bajos independientemente de la profundidad, mientras que SD toma valores superiores y mas aún a la profundidad de 0-5 cm. Esta amplitud de datos permitió un ajuste entre Nan y COP similar ($r^2=0,6$) al determinado por Sharifi *et al.* (2007), y superior al obtenido por Domínguez (2004) y Sainz Rozas *et al.* (2008b)

($R^2=0,34$ y $0,009$ respectivamente) utilizando solo suelos bajo SD. Mientras que Fabrizzi *et al.* (2003), trabajando con suelos con diferente estado de degradación y por lo tanto un mayor rango de concentración de C en el suelo, encontraron mejor ajuste ($R^2=0,90$). Similares resultados se observaron al relacionar Nan con N total en las diferentes fracciones (Figura 8).

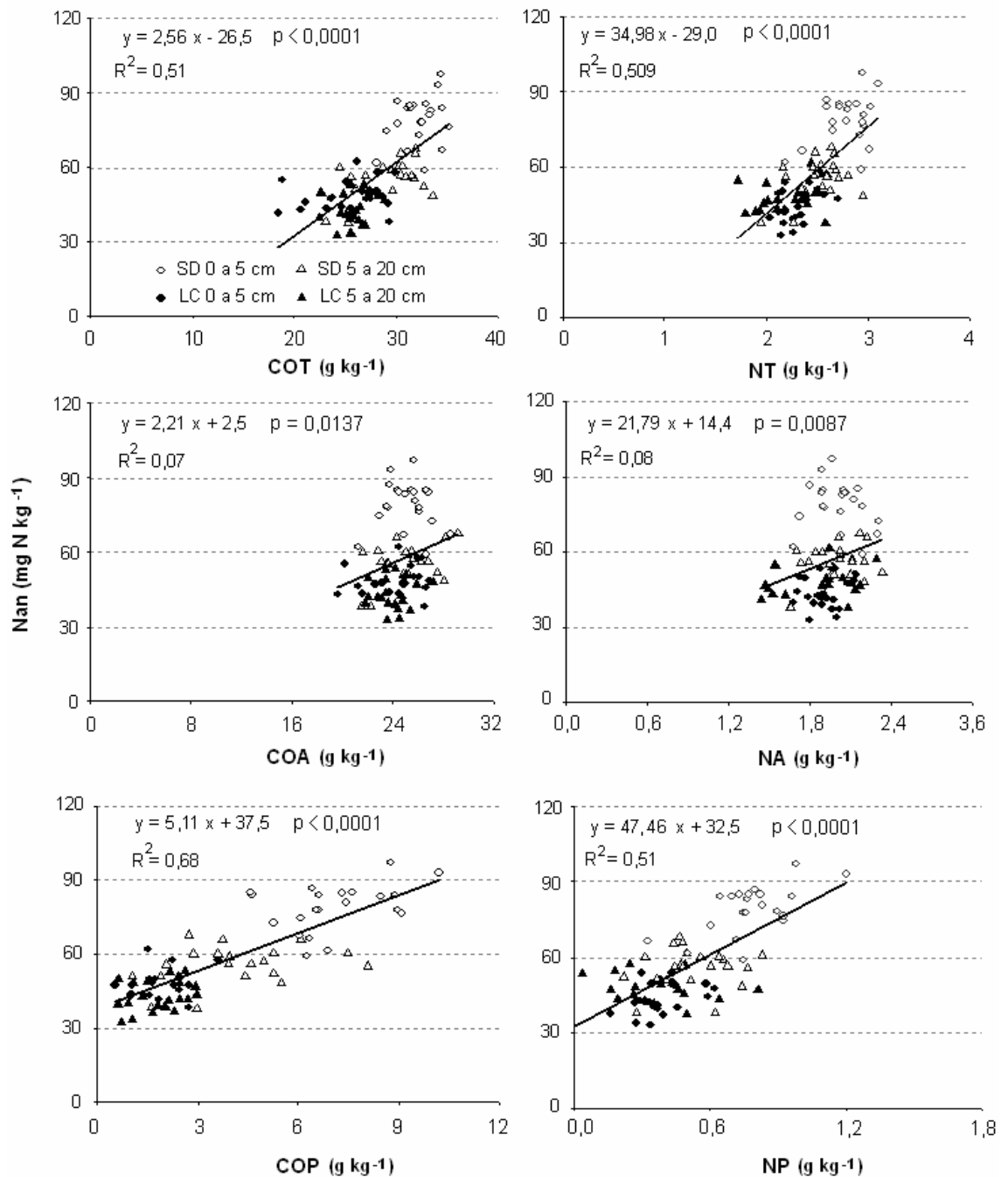


Figura 8. Relación entre Nan y CO y N en suelo en tres fracciones: total (T), asociada a los minerales del suelo (A) y particulada (P).

Debido a estas asociaciones y al tiempo que insumen los métodos de incubación utilizados para estimar el potencial de mineralización de N, se ha propuesto como alternativas el uso de COP y NOP como estimadores de este parámetro (Fabrizzi *et al.*, 2003); sin embargo, el fraccionamiento del CO y NO tiene una mayor complejidad y variabilidad que técnicas como el Nan, lo que lo hace poco funcional para análisis de rutina.

En resumen, la aplicación de N, P, S, micronutrientes y encalado a largo plazo no modificaron ninguna de las propiedades biológicas del suelo (incluyendo el contenido de CO y sus fracciones y el potencial de mineralización de N). El contenido de COT, COP, N total y Nan fueron afectados por los sistemas de labranza, pero el efecto es solo apreciable en los primeros cm del suelo.

1.3. Propiedades químicas

1.3.1. Acidez actual

En los primeros 5 cm del suelo se halló interacción entre los tratamientos de fertilización y los sistemas de labranza (Figura 9). Bajo SD la tendencia fue clara: los tratamientos sin N (Testigo y PS) tuvieron un pH más elevado (0,42 unidades) que los tratamientos con N, excepto en el caso donde se enmendó con cal donde el pH alcanzado fue el mayor. El efecto acidificante de los fertilizantes nitrogenados en la zona ha sido reportado previamente (Fabrizzi *et al.*, 1998), alcanzando una reducción tras 8 años de ensayo con dosis de 120 kg ha⁻¹ de 0,39 unidades, similar a la del presente trabajo.

En LC la tendencia fue similar, sólo que en este caso PS tuvo una posición intermedia entre el Testigo y los tratamientos fertilizados con N. Esto se debe a que en SD los primeros cm de suelo son sometidos constantemente al efecto acidificante del fertilizante nitrogenado, mientras que en LC el mezclado de la capa arable hace que este efecto se vea diluido y por lo tanto las diferencias sean atenuadas.

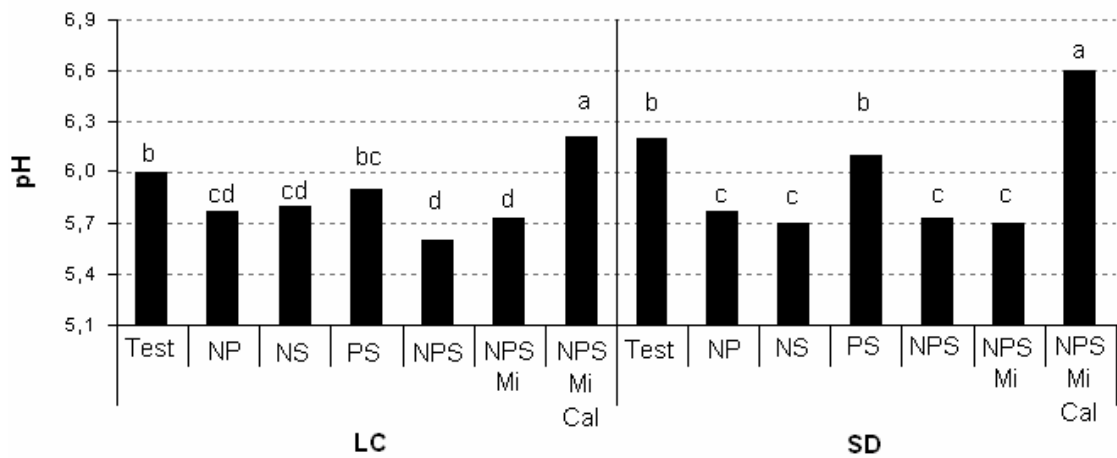


Figura 9. Acidez actual del suelo (pH) para dos sistemas de labranza (LC y SD) y diferentes tratamientos de fertilización en los primeros 5 cm del suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre tratamientos dentro de un mismo sistema de labranza según test de Tukey-Kramer.

La acidificación del suelo indica que se produjeron pérdidas de fertilizante nitrogenado por lavado, ya que si la totalidad del mismo hubiera sido tomado por las plantas, los protones producidos durante la nitrificación habrían sido compensados por los OH^- liberados a la rizosfera por las mismas. En el sudeste bonaerense, Sainz Rozas *et al.* (2004) estimaron, mediante el método del balance de N (Meisinger, 1984), pérdidas por lavado del 22 % del N aplicado, con dosis de 140 kg N ha^{-1} ; mientras que Aparicio *et al.* (2008) determinaron, mediante el uso de cápsulas de cerámica, pérdidas promedio en 8 años de ensayo cercanas al 30%, con dosis de 200 kg N ha^{-1} .

En la profundidad de 5 a 20 cm (Figura 10), no hubo diferencias entre sistemas de labranza, pero sí entre tratamientos. En este caso, la tendencia es la misma que en 0 a 5 cm pero las diferencias son menos marcadas, por lo que el tratamiento encalado tiene el mayor pH que todos los demás, sin diferir del Testigo, que a su vez no se diferencia de los tratamientos fertilizados con N.

El aumento de pH debido al encalado con respecto a los tratamientos fertilizados con N fue de 0,49 unidades en LC y 0,88 en SD de 0 a 5 cm, y 0,2 en promedio para los dos sistemas de labranza de 5 a 20 cm, confirmando que para aplicaciones superficiales de cal, la corrección de la acidez es menor a medida que aumenta la profundidad considerada (Caires *et al.*, 2005). Las diferencias entre sistemas de labranza se deben al mezclado en LC, efecto que se ve en el estrato superficial, pero no así en profundidad donde no hay diferencias entre ellos. Esto puede deberse a que si bien en LC la cal llega a mayor profundidad, su efecto es diluido por el mayor

volumen de suelo y de esta manera el incremento de pH relativo a SD no es significativo. Farina *et al.* (2000) obtuvieron en suelos ácidos un aumento de 0,36 unidades de pH tras 10 años de enmienda con 25 Mg ha⁻¹ de cal bajo LC, mientras que Caires *et al.* (2005) en SD observaron incrementos de pH de 1 a 1,7 unidades en superficie y 0,2 a 0,4 en profundidad con dosis de 2 a 6 Mg ha⁻¹.

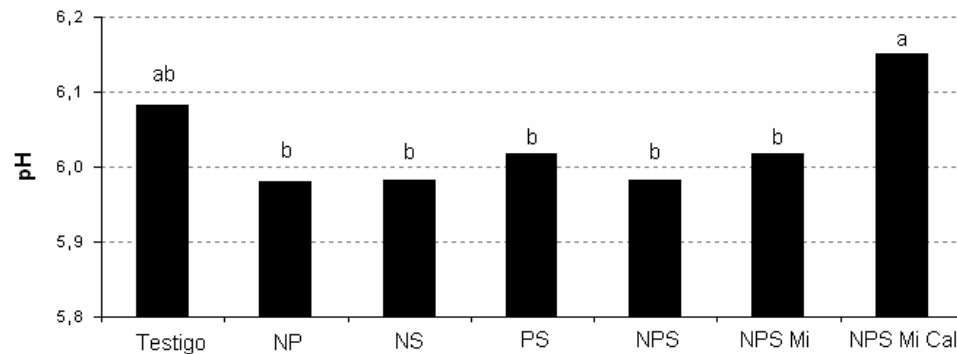


Figura 10. Acidez actual del suelo (pH) para diferentes tratamientos de fertilización en la profundidad de 5 a 20 cm. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre tratamientos según test de Tukey-Kramer.

Aunque de 0 a 5 cm los valores de acidez del suelo son cercanos al límite teórico por debajo del cual puede verse afectado el desarrollo de plantas y microorganismos y la disponibilidad de nutrientes (pH= 5,5) (Brady y Wail, 1999), debe considerarse que es solo el estrato superficial, y que por debajo de los 5 cm el pH toma valores adecuados por lo que la acidificación no debería ser considerada como un problema inmediato sino como un problema potencial para estos suelos.

Al analizar la evolución del pH a partir del inicio del ensayo (Figura 11) se observa que a partir del tercer año de ensayo hubo diferencias entre los tratamientos enmendados con cal y los demás tratamientos, lo que se mantuvo durante todos los años, excepto en 2005 cuando, aunque la tendencia se mantuvo, no se determinaron diferencias significativas debido a la alta variabilidad de los datos. Recién en 2008, luego de 8 años de ensayo, los tratamientos con N se diferenciaron significativamente de los tratamientos sin N.

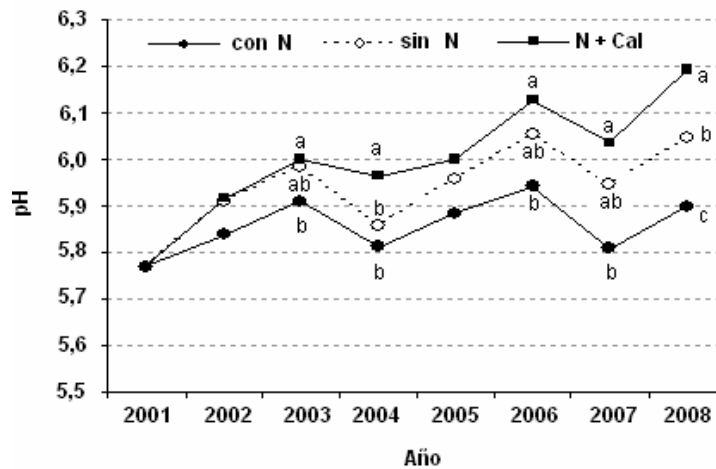


Figura 11. Evolución del pH del suelo a la profundidad de 0 a 20 cm en tratamientos fertilizados con N, no fertilizados con N y fertilizados con N y enmendados con cal. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre tratamientos dentro de un mismo año según test de Tukey-Kramer.

1.3.2. Nitrato y sulfato

No se encontraron diferencias entre tratamientos de fertilización ni sistemas de labranza en el contenido de nitrato ni de sulfato al comienzo del ciclo 2008-2009 (Tabla 6). Estos resultados no concuerdan con los determinados por Álvarez y Steinbach (2009), que analizando 35 ensayos en la región pampeana, observaron un incremento promedio en el contenido de N-NO_3^- de 21 kg ha^{-1} en LC con respecto a SD. Este comportamiento se debe a la mayor tasa de mineralización de los nutrientes en LC. Sin embargo, los mismos autores resaltan que cuando el contenido de N en el suelo es bajo, como en este ensayo, las diferencias entre sistemas de labranza también lo son.

Tabla 6. Contenido de nitrato y sulfato en el perfil del suelo hasta 60 cm promediado entre sistemas de labranza y tratamientos de fertilización al comienzo del ciclo 2008-2009.

Profundidad (cm)	N-NO_3^- (kg ha^{-1})	S-SO_4^{2-} (Kg ha^{-1})
0-5	$19,1 \pm 3,4$ *	$3,5 \pm 0,7$
5-20	$25,3 \pm 3,9$	$8,2 \pm 1,5$
20-40	$17,0 \pm 2,7$	$10,6 \pm 3,1$
40-60	$12,9 \pm 3,1$	$10,7 \pm 3,4$
Total	$74,4 \pm 9,5$	$32,8 \pm 5,7$

*promedio \pm desvío estándar

El contenido de N-NO_3^- en el total del perfil del suelo fue inferior al umbral crítico estimado para la zona de 150 kg ha^{-1} para maíz (Álvarez *et al.*, 2003). De esta manera,

para el siguiente cultivo en la rotación (maíz 2008-2009) es esperable obtener respuesta al agregado de N.

Al determinar la concentración de $S-SO_4^{2-}$ en los primeros 20 cm del suelo, el valor obtenido fue de $4,6 \text{ mg kg}^{-1}$. Éste se encuentra por debajo del valor considerado como umbral crítico para el desarrollo normal de los cultivos (10 mg kg^{-1}) cuando se utiliza $[Ca(H_2PO_4)_2 \cdot H_2O]$ como extractante (Bansal et al., 1979; Palaskar y Ghosh, 1985), por lo que es esperable encontrar respuesta en el rendimiento del maíz 2008-2009 debida a la aplicación de este nutriente.

1.3.3. Fósforo disponible

En los primeros 5 cm del suelo hubo diferencias en la concentración de P Bray, con interacción entre el sistema de labranza y el tratamiento de fertilización (Figura 12). Al ser un nutriente poco móvil y altamente retenido por la matriz del suelo, todos aquellos tratamientos fertilizados con P superaron en concentración al Testigo y a NS. En LC la concentración promedio de los tratamientos fertilizados superó 2,7 veces la del Testigo y bajo SD en 4,5 veces. Es evidente así, que la ausencia de mezclado del perfil en SD genera una mayor acumulación, relativa a LC, de P en los primeros cm del suelo (Hussain et al., 1999). Gutierrez Boem et al. (2008) no registraron diferencias en P disponible para suelos de la Pampa ondulada, en los primeros 5 cm; pero trabajando sobre muestras de suelo con menos de 20 mg kg^{-1} de P Bray, situación que en el presente ensayo solo se observa en los tratamientos no fertilizados (Testigo y NS), en los cuales los valores en LC y SD fueron similares.

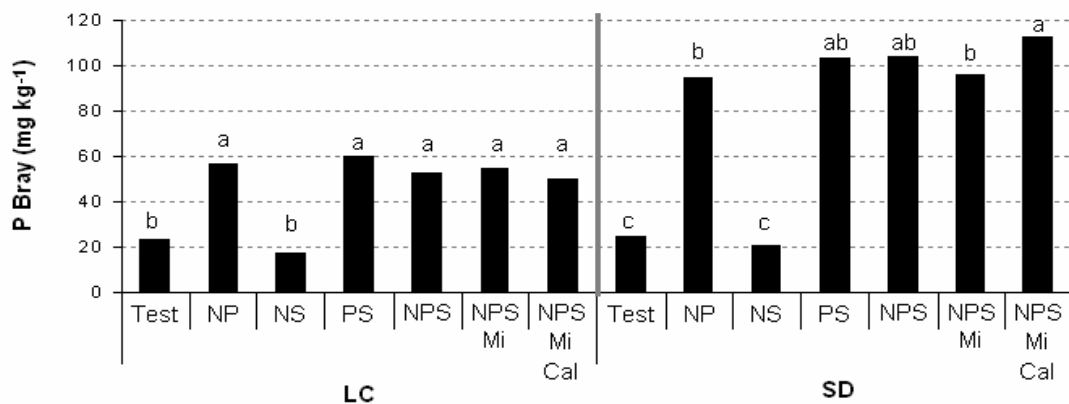


Figura 12. Concentración de P Bray bajo diferentes sistemas de labranza y tratamientos de fertilización en la profundidad de 0 a 5 cm. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre tratamientos de fertilización dentro de un sistema de labranza según test de Tukey-Kramer.

En SD y en el estrato superficial, el tratamiento encalado muestra valores de P Bray levemente superiores a los demás tratamientos fertilizados con P (12 mg kg^{-1} comparado con el promedio de los demás tratamientos fertilizados con P), coincidiendo con un aumento de pH de 0,88 unidades. Esta relación entre pH, P disponible y encalado fue observada por otros autores (Haynes, 1982; Naidu *et al.*, 1990). Este fenómeno puede explicarse considerando que el nivel de P disponible en la solución del suelo está determinado por procesos de sorción y desorción, y que a medida que el pH aumenta se reduce la carga electrostática de las superficies capaces de sorber (Barrow, 1984) y por lo tanto se reduce también su afinidad con el ión fosfato, quedando éste en solución y formando parte de fracciones disponibles.

En la profundidad de 5 a 20 cm no se encontraron diferencias entre sistemas de labranza (Figura 13), resultado que concuerda con el obtenido por Hussain *et al.* (1999), pero se mantiene el comportamiento de menor concentración en los tratamientos Testigo y NS, nunca fertilizados con P. Por lo tanto, el efecto de mayor acumulación del P en SD se observa solo en los primeros cm del suelo pero deja de ser significativo a mayor profundidad.

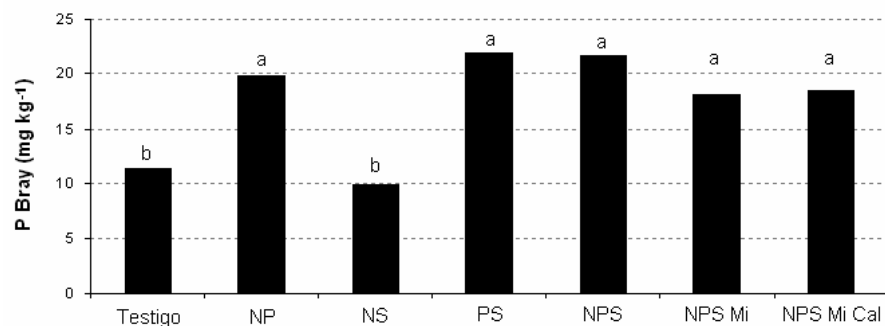


Figura 13. Concentración de P Bray en diferentes tratamientos de fertilización a largo plazo en la profundidad de 5 a 20 cm. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre tratamientos de fertilización según test de Tukey-Kramer.

Si se calcula la concentración (mg kg^{-1}) de P Bray en toda la capa arable (0 a 20 cm) como un promedio ponderado (Figura 14), se encuentra interacción entre sistemas de labranza y tratamientos de fertilización, con un comportamiento similar al observado de 0 a 5 cm. Los umbrales críticos de P disponible para los cultivos en la rotación determinados para la zona son: 14 mg kg^{-1} para trigo (Zamuner *et al.*, 2004) y maíz (Echeverría y Sainz Rosas, 2006) y 9 mg kg^{-1} para soja mg kg^{-1} (Melgar *et al.*, 1995). Si se comparan estos valores con el promedio de la concentración de 0 a 20 cm en los tratamientos nunca fertilizados con P, 13 mg kg^{-1} , puede observarse que tanto

en trigo como en maíz es esperable encontrar reducción en el rendimiento en grano por el déficit de este nutriente, pero no así en soja.

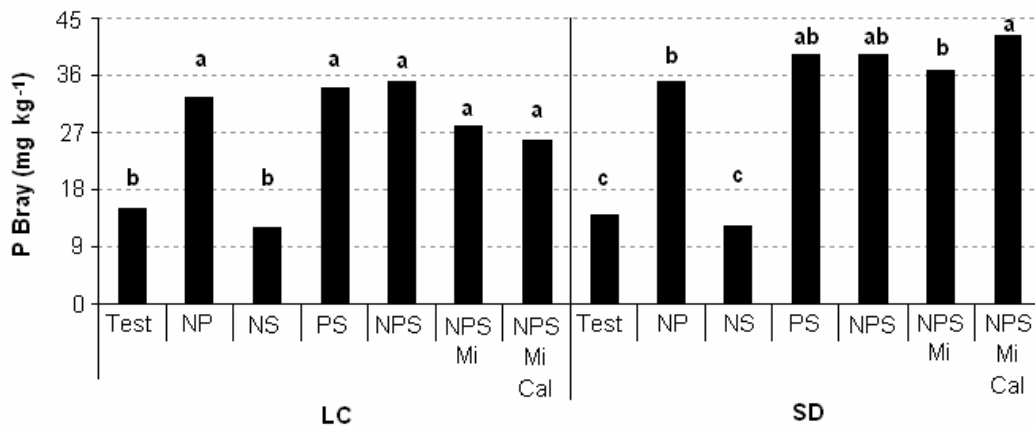


Figura 14. Concentración de P Bray en la profundidad de 0 a 20 cm en diferentes tratamientos de fertilización y sistemas de labranza. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre tratamientos de fertilización dentro de un sistema de labranza según test de Tukey-Kramer.

Para entender la evolución de la acumulación de este nutriente en el suelo a lo largo de los años de ensayo, es interesante analizar el balance histórico de P en el sistema. Debido a la ausencia de respuesta a azufre, micronutrientes y cal en todos los años de ensayo, y para facilitar su interpretación, se agruparon los tratamientos en 4 grupos: Testigo, N (NS), P (PS) y NP (NP, NPS, NPS + Mi y NPS + Mi + cal). Como la dosis anual de fertilizante fosforado fue siempre 30 kg P ha⁻¹, las variaciones en el balance entre años fueron causadas por la extracción por parte del cultivo (Tabla 7). Las mayores extracciones se registraron cuando el cultivo fue maíz, y las más bajas en soja. Hubo variaciones para un mismo cultivo entre años, debidas a las condiciones climáticas que afectaron el rendimiento. En los tratamientos fertilizados con P la extracción fue superior a los no fertilizados. No hubo diferencias en el patrón de extracción de P entre sistemas de labranza, ni interacción entre sistema de labranza y tratamiento.

Tabla 7. Extracción de P (kg ha^{-1}) para cuatro tratamientos de fertilización: Testigo, N, P y NP desde 2001 a 2008 en maíz (M), soja (S) y trigo / soja (T/S).

		2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total
		M	S	T-S	T-S	M	S	T	M	
SD	Test	19	15	20	16	18	15	12	16	132
	N	19	15	29	16	23	15	17	17	150
	P	29	15	28	25	22	15	12	20	166
	NP	21	16	27	22	27	16	17	24	169
LC	Test	15	14	20	16	23	14	11	17	131
	N	20	14	22	17	25	14	21	18	150
	P	23	16	21	17	24	16	17	21	154
	NP	24	15	26	23	30	15	18	25	176

El balance acumulado de P se comportó de manera similar en LC y SD (Figura 15). Fue siempre positivo para los tratamientos fertilizados con P (PS y NPS) con un incremento lineal a una tasa de aproximadamente 10 kg ha^{-1} al año, mientras que N y Testigo no difirieron entre si y tuvieron una tendencia lineal decreciente a una tasa de 19 kg ha^{-1} al año.

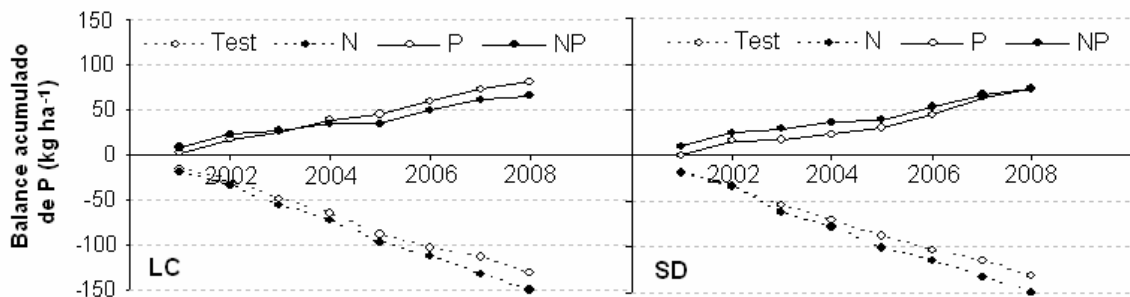


Figura 15. Balance acumulado de P en los tratamientos de fertilización: Testigo, N, P y NP, y en dos sistemas de labranza: LC y SD.

Cuando se analiza la evolución del P Bray, se observa que en el segundo año de ensayo (2002), no hubo diferencias entre tratamientos (Figura 16) y los valores fueron inferiores a los determinados al inicio del mismo. Aunque el balance fue positivo en P y NP, esto no representa el comportamiento real, ya que la eficiencia de recuperación de los fertilizantes fosforados en el año de la aplicación es baja en los suelos de la zona (menor al 10%) (Divito *et al.*, 2010). De esta manera, en el primer año, la extracción por parte del cultivo superó al suministro de P por el fertilizante y generó una disminución en la fracción disponible. A partir del tercer año de ensayo, los tratamientos fertilizados comienzan a diferenciarse del Testigo y

N, aumentando de manera lineal significativa ($y= 1,46 x +18,33$, $R^2=0,53$) por el aporte conjunto de la fertilización anual sumada al P residual. Otros autores (Dodd y Mallarino, 2005; Zhang *et al.*, 2004) determinaron relaciones más estrechas entre el incremento del P disponible con el tiempo en balances positivos de P. Esto se logró sobre sistemas de monocultivo o rotaciones simples y en zonas de condiciones climáticas menos variables entre años, por lo que la extracción por parte de los cultivos fue similar en cada ciclo haciendo más estable el comportamiento del P Bray.

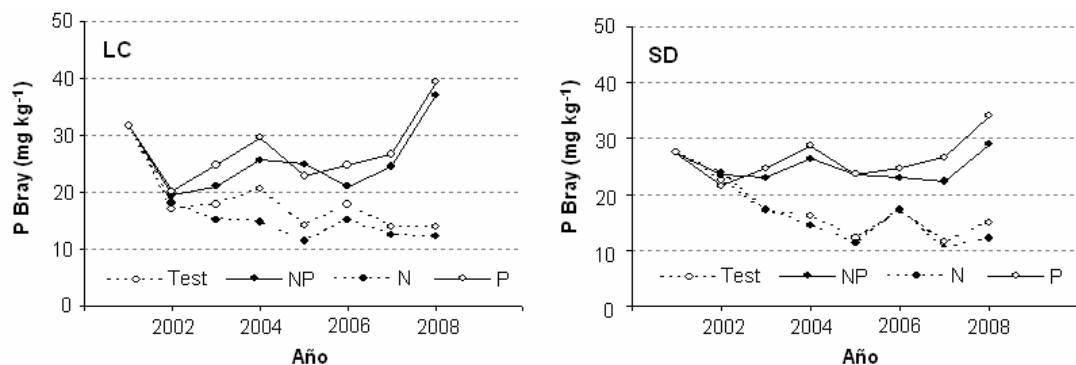


Figura 16. Evolución anual de la concentración de P disponible Bray en los tratamientos de fertilización: Testigo, N, P y NP, y en dos sistemas de labranza: LC y SD

La concentración de P Bray en los tratamientos no fertilizados con P (Testigo y N) decrece en los primeros cuatro años, pero luego se estabiliza en valores cercanos a 12 mg kg^{-1} . Este comportamiento se debe a que por debajo de un determinado umbral de P disponible, el mismo se mantiene por mineralización de P orgánico, desorción y disolución de P inorgánico, y ciclado de P desde estratos inferiores que luego retorna a la superficie a través de los residuos vegetales (Zhang, 2004).

Al relacionar el balance acumulado de P para una campaña con la concentración de P Bray al inicio del ciclo siguiente (Figura 17), se determinó una relación cuadrática con alto ajuste ($R^2=0,83$), donde la concentración de P Bray tiende a llegar a un plateau cuando el balance es inferior a -100 kg ha^{-1} , mientras que sigue aumentando cuando el balance es positivo, por la acumulación del exceso en fracciones inorgánicas fácilmente disponibles (Picone *et al.*, 2007). La relación fue la misma independientemente del sistema de labranza.

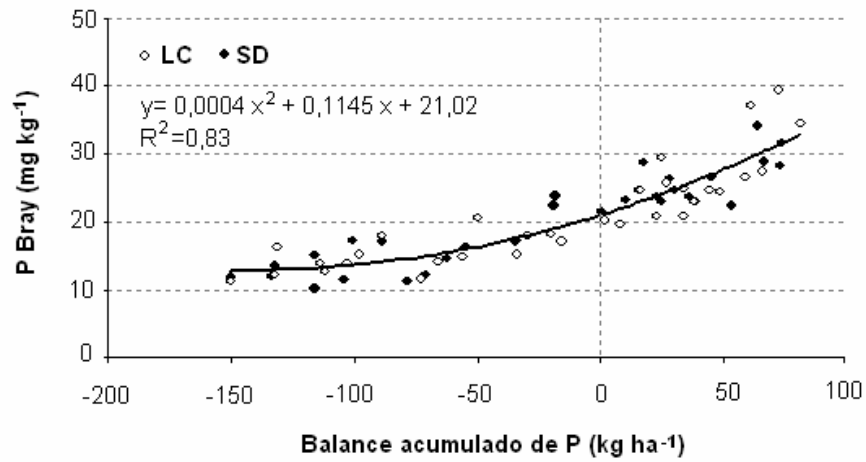


Figura 17. Concentración de P disponible Bray en función del balance anual acumulado de P en dos sistemas de labranza: LC y SD.

En resumen, las propiedades químicas del suelo fueron las únicas afectadas por los sistemas de fertilización a largo plazo. El pH descendió en los tratamientos fertilizados con N, tendencia que fue revertida por el encalado. Dentro de los nutrientes evaluados, el P fue el único que manifestó residualidad. El comportamiento del pH y P también fue modificado por el sistema de labranza.

2. EFECTO DE LOS CAMBIOS GENERADOS POR LA FERTILIZACIÓN Y LAS LABRANZAS SOBRE EL CULTIVO DE MAÍZ

2.1. Caracterización climática

Los valores de radiación incidente y temperatura en el ciclo de cultivo 2008-2009 fueron similares a los históricos (1987-2007), con temperatura levemente superior durante los últimos 3 meses (Figura 18).

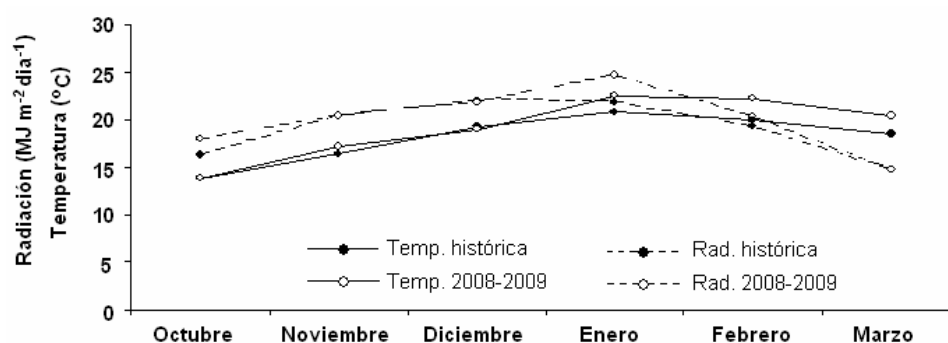


Figura 18. Evolución de la radiación incidente y la temperatura media mensual históricas (1987-2007) y en el ciclo 2008-2009 en Balcarce.

Las precipitaciones durante el ciclo del cultivo 2008-2009 estuvieron por debajo de los valores históricos en todos los meses excepto en marzo (Figura 19), momento en el cual el rendimiento ya está determinado. El total acumulado (308 mm) fue sólo el 54 % del promedio histórico (576 mm), por lo que se aplicó riego complementario (340 mm), durante los meses de diciembre y enero. Sin embargo, el contenido de agua en el suelo durante el período crítico del maíz (donde se define el rendimiento del cultivo) estuvo por debajo del umbral fisiológico (contenido de agua por debajo del cual el rendimiento se ve afectado) (Figura 20) por lo que es posible que el rendimiento haya sido afectado. Además, el uso de riego siempre es menos homogéneo en la distribución del agua con respecto a la lluvia, generando aumento en la variabilidad del ensayo.

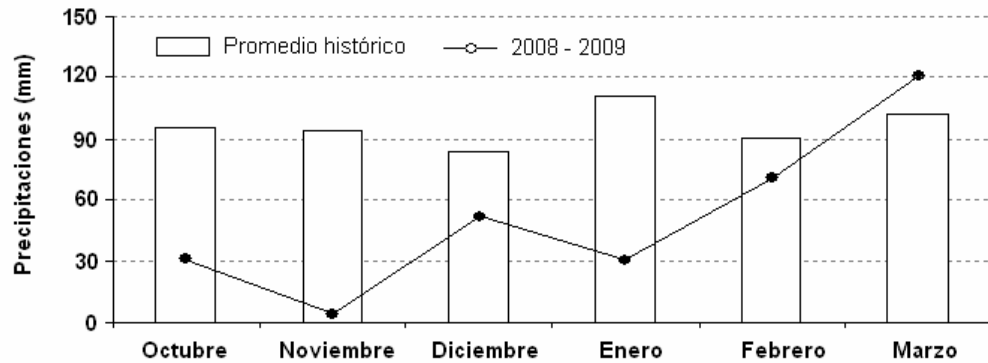


Figura 19. Evolución de la precipitación media mensual histórica (1987-2007) y durante el ciclo 2008-2009.

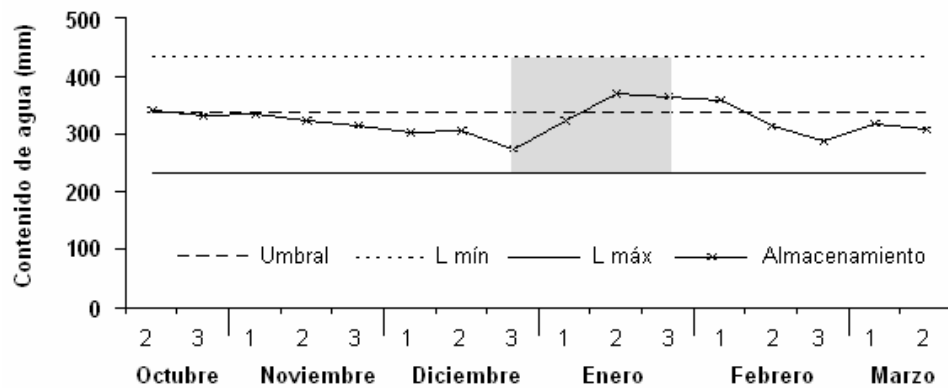


Figura 20. Almacenamiento de agua en el perfil de suelo, límite máximo, límite mínimo y umbral fisiológico para el ciclo de cultivo 2008-2009. El área sombreada representa el período crítico del maíz.

2.2. Cultivo fertilizado en el ciclo 2008 - 2009

Entre los tratamientos fertilizados en el ciclo 2008 - 2009, el mayor rendimiento en grano (kg ha^{-1}) se obtuvo en los tratamientos fertilizados con N (Figura 21), excepto en el tratamiento NS cuyo rendimiento igualó al del tratamiento Testigo y PS. De esta manera queda en evidencia que el P actuó como nutriente limitante (lo que es consecuencia de los bajos valores de P disponible en suelo, inferiores al umbral crítico en Testigo y NS) (Figura 14) para la producción de maíz y no así el S, ya que el tratamiento NP tuvo igual comportamiento que NPS. La ausencia de respuesta al agregado de S, aunque la concentración en suelo se encontraba por debajo del umbral de 10 mg kg^{-1} (Bansal *et al.*, 1979; Palaskar y Ghosh, 1985), indica la existencia de otros procesos de suministro, como la mineralización y la extracción desde mayor profundidad a la considerada. También puede deberse a que el umbral considerado

sea demasiado elevado, o a que al limitarse el rendimiento máximo por el déficit hídrico durante el período crítico, también haya sido limitada la respuesta a S. Tampoco hubo efecto de micronutrientes ni de cal sobre el rendimiento, efecto que no había sido evaluado en suelos de la zona.

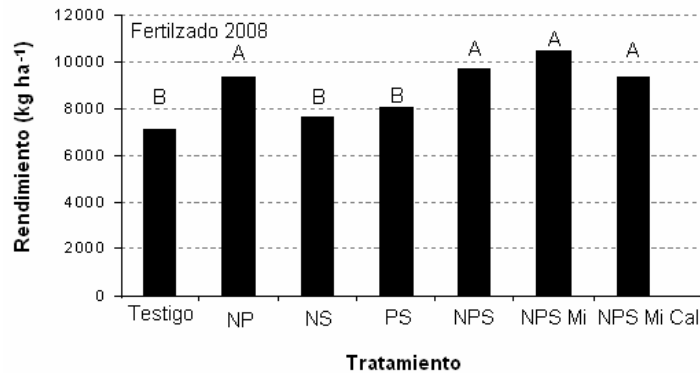


Figura 21. Rendimiento en grano del cultivo de maíz en diferentes tratamientos de fertilización a largo plazo (Testigo, NP, NS, PS, NPS, NPS + micronutrientes y NPS + micronutrientes + cal) aplicados en 2008. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre tratamientos de fertilización según test de Tukey-Kramer.

No hubo diferencia en el rendimiento entre sistemas de labranza, a pesar de las diferencias en CO y Nan detectadas en el suelo en los primeros 5 cm. En muchos casos, las diferencias descritas entre SD y LC se basan en que el balance de agua es más favorable en el primer caso debido a la reducción en la tasa de evaporación, por lo que en zonas áridas o semi-áridas, el rendimiento es mayor en SD (Bono *et al.*, 2008). El presente ensayo se desarrolló en una zona sub-húmeda y con uso de riego, por lo que este efecto no tuvo mayor incidencia sobre el rendimiento. De esta manera, solo las variaciones en las características del suelo entre sistemas de labranza deben ser tenidas en cuenta como potenciales causas de diferencias en el desarrollo del cultivo.

Si se relacionan los valores de Nan (0 a 5 cm) con el rendimiento en grano (Figura 22), en las parcelas con historia de fertilización con P pero no fertilizadas en 2008-2009, queda en evidencia que el rendimiento no es afectado por las diferencias en Nan entre sistemas de labranza. Considerando que el contenido inicial de N-NO₃ fue igual entre parcelas con diferentes tratamientos (sección 1.3.2), puede concluirse que durante el ciclo de cultivo la cantidad de N mineralizado en los primeros 5 cm de suelo bajo SD no tuvo la magnitud suficiente como para incrementar el rendimiento del cultivo, con respecto a LC.

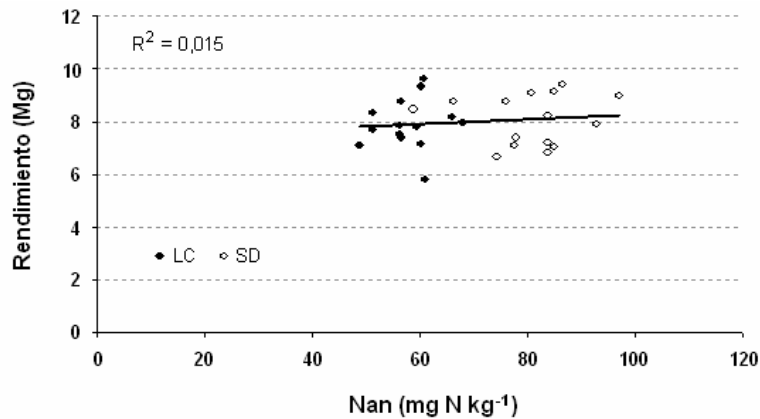


Figura 22. Relación entre Nan (0 a 5 cm) y rendimiento para el maíz 2008-2009 en parcelas con historia de fertilización en dos sistemas de labranza: SD y LC.

La concentración de N en grano fue 20% superior en aquellos tratamientos fertilizados con este nutriente (Figura 23), independientemente de la presencia o no de otros nutrientes o cal. En el caso del tratamiento PS, podría haberse esperado una mayor concentración de N relativa al Testigo, por la capacidad del P de incrementar el desarrollo radicular y por lo tanto, su capacidad de exploración del suelo (Katterer *et al.*, 1993), sin embargo, estos tratamientos no se diferenciaron, descartando la manifestación de este efecto.

El tratamiento NS, nunca fertilizado con P, tuvo menor concentración de este último nutriente en grano; contrariamente, el tratamiento Testigo, que tampoco tiene historia de fertilización con P, no difirió en este parámetro de los tratamientos fertilizados. Esto puede deberse a que, si bien la diferencia no fue significativa, el tratamiento Testigo tuvo una concentración de P Bray en suelo 15 a 20 % superior a NS al inicio del ciclo (con un promedio de 12 mg kg⁻¹ en NS y 14,5 mg kg⁻¹ en Testigo). Esta mayor acumulación de P en suelo resulta de una menor extracción por parte de los cultivos, y pudo haber elevado la concentración de P en grano evitando la manifestación de diferencias con los tratamientos fertilizados.

La fertilización con S no modificó la concentración de este nutriente en grano, lo que queda demostrado por la ausencia de diferencia entre los tratamientos NP y NPS. Las variaciones determinadas en este parámetro siguen similar comportamiento que la concentración de N, manifestando una relación entre la absorción de N y S (Figura 24). Esto concuerda con lo determinado por otros autores (Elwali *et al.*, 1985; Goldman *et al.*, 2002), y se debe a una co-regulación en la absorción de ambos nutrientes, donde el déficit de N puede reducir entre 20 y 37 % la absorción de S (Clarckson *et al.*, 1989).

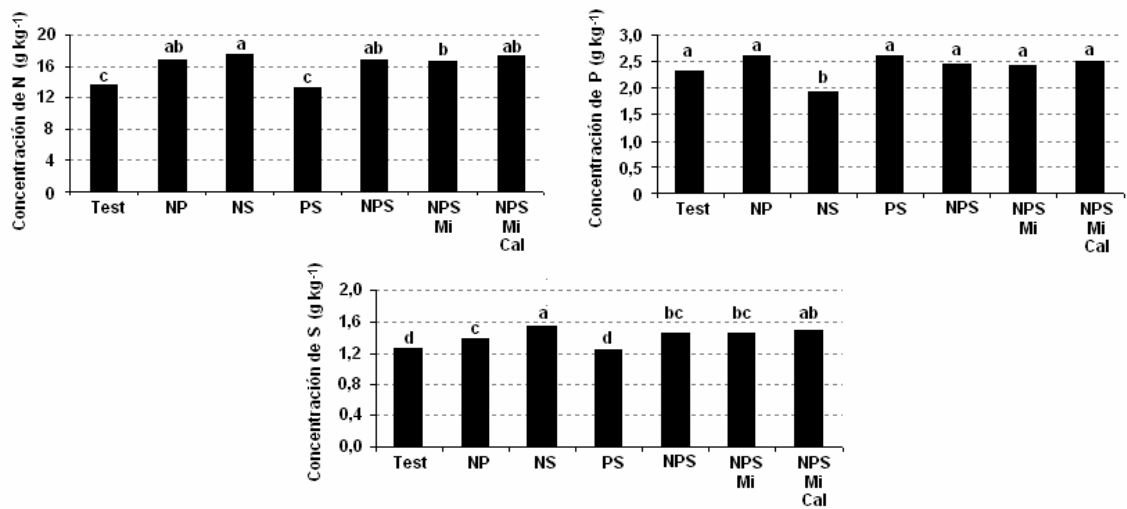


Figura 23. Concentración de N, P y S en grano de maíz en los tratamientos fertilizados en el ciclo 2008-2009. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre tratamientos de fertilización según test de Tukey-Kramer.

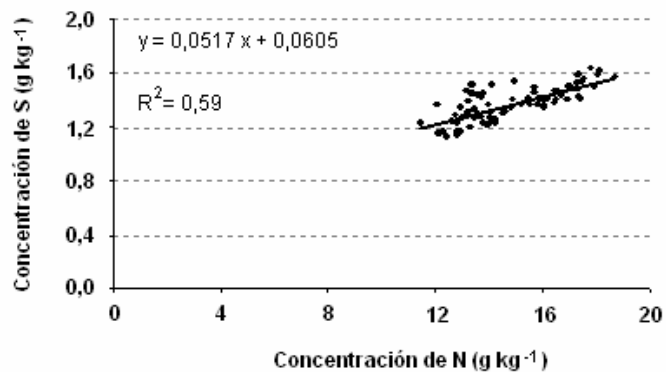


Figura 24. Relación entre la concentración de N y S en grano de maíz.

Al analizar el contenido de N en grano (Figura 25), la tendencia observada es similar a la de la concentración, solo que el tratamiento NS se diferencia de NP, tomando valores inferiores. Así, aunque la concentración de este nutriente en ambos tratamientos fue similar, el menor rendimiento generado por la ausencia de P, limita la cantidad de N extraído. La extracción de P sigue el patrón determinado en la concentración, mientras que la de S vuelve a seguir la tendencia del N.

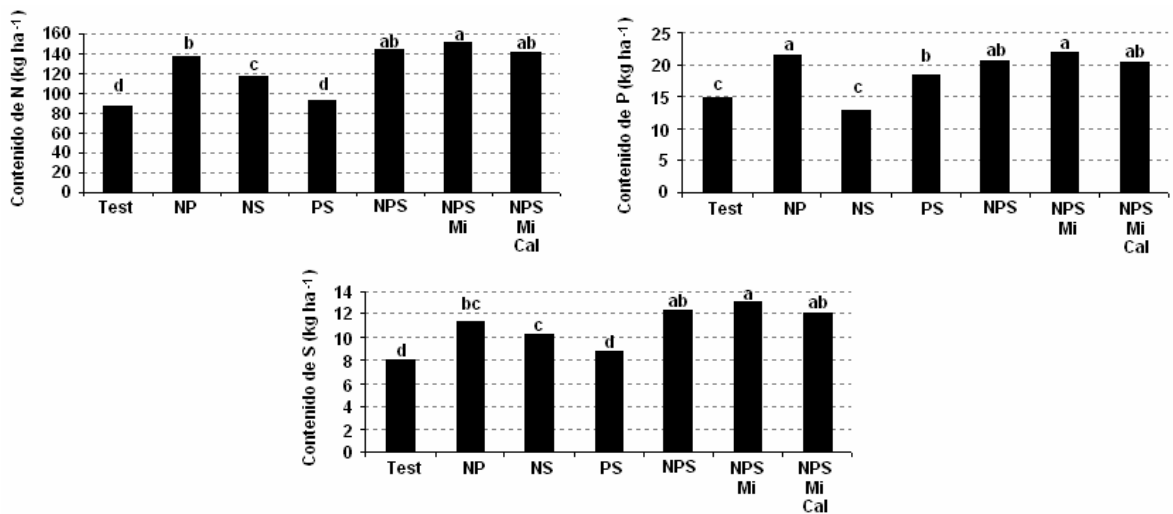


Figura 25. Contenido de N, P y S en grano de maíz en los tratamientos fertilizados en el ciclo 2008-2009. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre tratamientos de fertilización según test de Tukey-Kramer.

2.2. Cultivo no fertilizado en el ciclo 2008 - 2009

Las parcelas no fertilizadas en el ciclo 2008 - 2009 (Figura 26) también se diferenciaron entre sí, con los valores más bajos en el Testigo y NS. La falta de diferencia entre el tratamiento PS y NPS indica que no existieron efectos residuales de la fertilización con N en los cultivos previos, lo que coincide con lo observado en el Nan y en el COP. Los tratamiento Testigo y NS tuvieron una concentración de P Bray en suelo al inicio del ciclo 3 y 4 veces menor, respectivamente, al promedio de la concentración en los tratamientos fertilizados con P. De esta manera, el efecto residual de la fertilización con P produjo un incremento promedio en el rendimiento del maíz de 1000 kg ha^{-1} . Considerando que no hubo diferencias en las propiedades físicas y biológicas del suelo entre tratamientos de fertilización, y que entre las químicas la diferencia registrada en el pH no llegó a valores que pudieran afectar el desarrollo del cultivo, es lógico concluir que la única propiedad con efecto sobre el rendimiento en los tratamientos no fertilizados en 2008-2009 haya sido el contenido de P Bray. La relación entre P Bray y rendimiento fue significativa pero con un bajo coeficiente de ajuste (Figura 27).

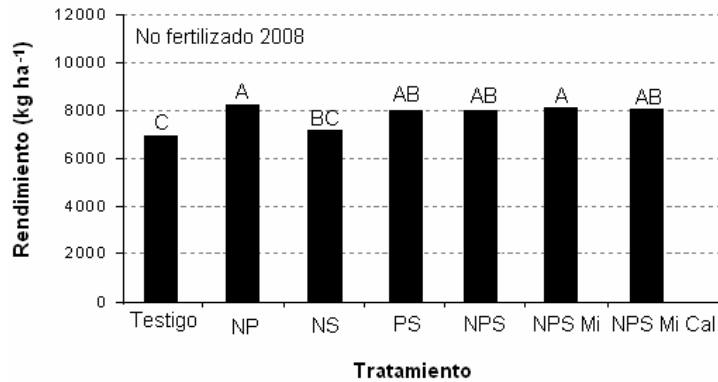


Figura 26. Rendimiento en grano del cultivo de maíz en diferentes tratamientos de fertilización a largo plazo (Testigo, NP, NS, PS, NPS, NPS + micronutrientes y NPS + micronutrientes + cal) no aplicados en 2008. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre tratamientos de fertilización según test de Tukey-Kramer.

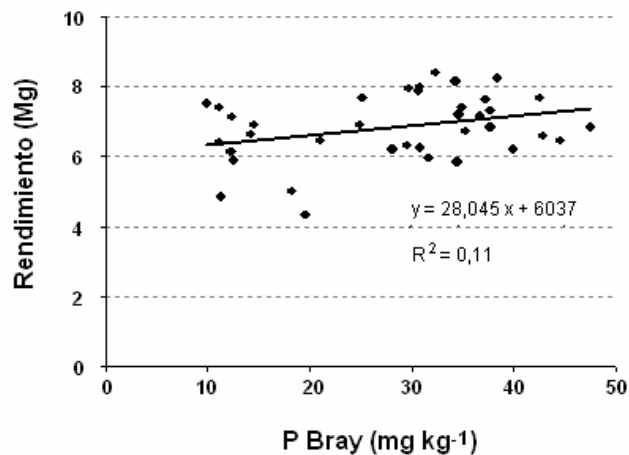


Figura 27. Relación entre la concentración de P Bray en suelo y el rendimiento.

La concentración de N y S en grano (Figura 28) en los tratamientos no fertilizados en el ciclo 2008 - 2009 fue superior en el tratamiento NS, coincidiendo con menor concentración P y menor rendimiento. No se determinó relación entre la absorción de P y la de N y S (Figura 29). Esto indica que no hubo efecto del P potenciando la absorción de N y S, sino que la extracción fue la misma pero los nutrientes se concentraron en aquellos tratamientos con menor rendimiento; lo que queda comprobado al observar la cantidad de N y S en grano, donde no hubo diferencias (Figura 30).

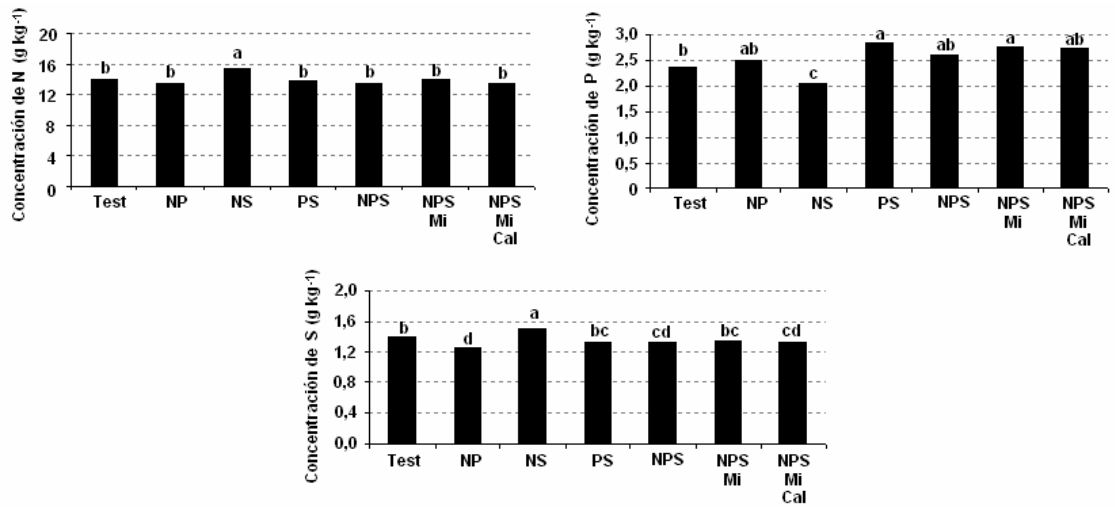


Figura 28. Concentración de N, P y S en grano de maíz en los tratamientos no fertilizados en el ciclo 2008-2009. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre tratamientos de fertilización según test de Tukey-Kramer.

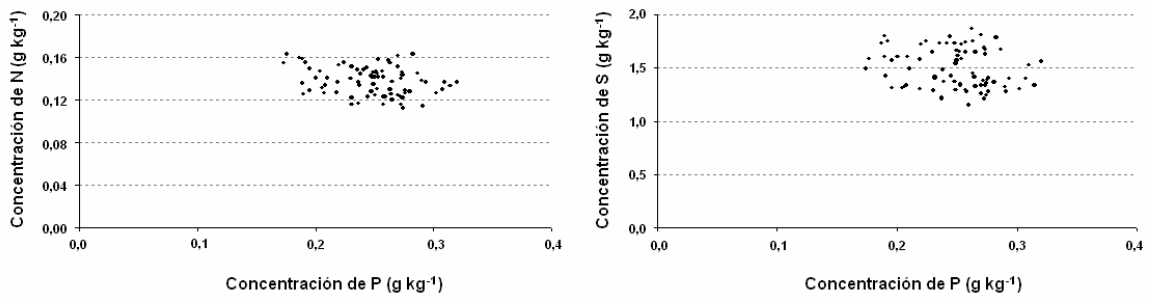


Figura 29. Relación entre la concentración de P y la concentración de N y S.

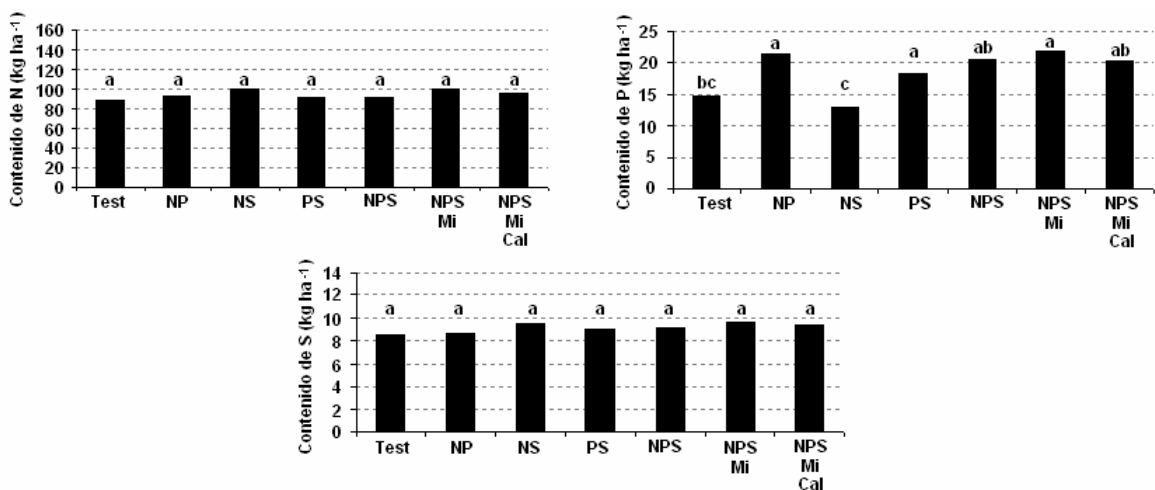


Figura 30. Contenido de N, P y S en grano de maíz en los tratamientos no fertilizados en el ciclo 2008-2009. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad entre tratamientos de fertilización según test de Tukey-Kramer.

La concentración de P Bray en el suelo se relacionó positivamente con la concentración de este nutriente en grano (Figura 31). Este incremento se manifestó en un contenido de P en grano 23 % superior en aquellos tratamientos fertilizados con P.

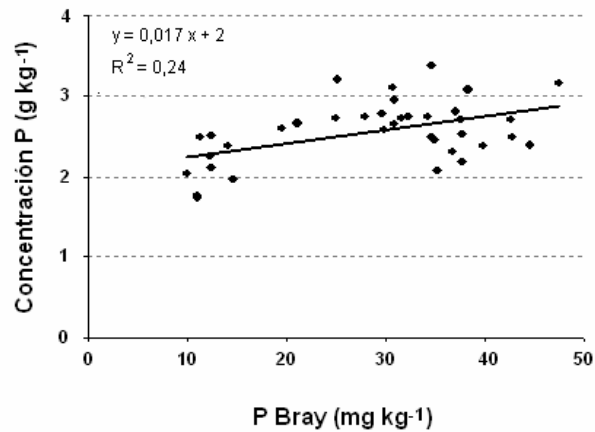


Figura 31. Relación entre la concentración de P Bray en suelo al inicio del ciclo y la concentración de P en grano.

En resumen, los cambios registrados en el suelo para: densidad aparente, CO, Nan y pH generados por tratamientos de fertilización y sistemas de labranza no tuvieron magnitud suficiente para alterar el rendimiento del cultivo. Solo hubo cambios a largo plazo en el rendimiento y la concentración de nutrientes en grano por efecto residual del P.

CONSIDERACIONES FINALES

Las prácticas de manejo, como las labranzas y la fertilización, tienen efectos en el corto plazo sobre el suelo, pero también modifican sus condiciones físicas, químicas y biológicas en el largo plazo, repercutiendo de manera directa sobre la sustentabilidad del sistema y el desarrollo de los cultivos. El objetivo de este trabajo fue evaluar en el largo plazo cómo la fertilización y los sistemas de labranza afectan las propiedades de un suelo del sudeste bonaerense, y el efecto de estos cambios sobre el comportamiento del cultivo de maíz.

Se trabajó sobre un suelo Argiudol típico del sudeste bonaerense rico en CO, con una rotación de cuatro cultivos en tres años (trigo-soja, maíz y soja) sometido a diferentes tratamientos de fertilización y sistemas de labranza, durante ocho años. En el mismo, no se determinó efecto de la fertilización con N, P, S, micronutrientes ni encalado sobre el contenido de C del suelo, aunque el aporte de C de los residuos de los cultivos al sistema fue mayor en los tratamientos fertilizados con N y/o P. La falta de influencia de la fertilización con N sobre esta variable para suelos de la zona ratifica lo descrito por otros autores (Studdert *et al.*, 1997; Alvarez *et al.*, 1998; Diovisalvi *et al.*, 2008), sin embargo, *la ausencia de respuesta en el contenido de C del suelo por la aplicación de P, S, micronutrientes y cal representa un aporte original de la tesis.*

Debido a la alta asociación que existe entre el contenido de CO y otras propiedades del suelo (densidad, estabilidad de agregados y Nan) es razonable que éstas no se hayan modificado por los diferentes tratamientos de fertilización, y que los únicos efectos observados hayan sido directos: el aumento del contenido de P disponible, por la residualidad de los fertilizantes fosforados, y el descenso del pH, por el uso de fertilizantes nitrogenados. Esta última tendencia demuestra la necesidad de continuar analizando la influencia de la fertilización en períodos mayores al de este ensayo, ya que la acidificación generada por los mismos es un factor que puede comprometer el desarrollo de los cultivos y la salud del suelo. *Se ha demostrado en el presente trabajo que la disminución de pH producida por el uso a largo plazo de fertilizantes nitrogenados se puede remediar mediante la práctica de encalado.*

Los sistemas de labranza interactuaron con las dos propiedades del suelo afectadas por la fertilización a largo plazo, pH y P disponible, básicamente alterando la distribución de las mismas en el perfil del suelo. Así, en SD la reducción de pH y el incremento del P disponible fueron mayores en superficie comparadas con LC, mientras que a mayor profundidad estas diferencias se vieron atenuadas. Además de

esta interacción, los sistemas de labranza modificaron propiedades físicas (densidad aparente) y bioquímicas del suelo (COT, COP, NT, y NP) aunque solo superficialmente. Estos resultados confirman los obtenidos por Studdert et al. (1998), Vidal y Costa (2000), y Diovisalvi et al. (2008).

Los cambios producidos en el suelo por el uso de fertilizantes y sistemas de labranza luego de ocho años, no tuvieron magnitud suficiente para alterar el desarrollo del cultivo de maíz (excepto en el caso del P cuya residualidad produjo un incremento promedio en el rendimiento de 1000 kg ha^{-1}). Sin embargo, si se continuara por mas tiempo los tratamientos, las diferencias observadas en el suelo se podrían magnificar alterando probablemente el rendimiento de los cultivos. Esto remarca la necesidad de continuar evaluando este ensayo de larga duración para poder concluir sobre el potencial impacto de las prácticas de fertilización y labranza sobre las propiedades del suelo.

CONCLUSIONES

Para un suelo argiudol típico del sudeste bonaerense y en las condiciones en que se llevo a cabo el ensayo, no hubo modificaciones en ninguna de las propiedades físicas y bioquímicas del suelo generadas por los tratamientos de fertilización, por lo que no se determinaron evidencias para rechazar la Hipótesis 1.

Los sistemas de labranza afectaron tanto propiedades físicas (densidad aparente) como bioquímicas (CO, COP, NT, NP, Nan), pero estas diferencias se manifestaron solo en el estrato superficial del suelo y dejaron de ser significativas al analizar el total de la capa arable, por lo que no se determinaron evidencias para rechazar la Hipótesis 2.

No hubo efecto residual de N y S sobre el rendimiento del maíz, solo hubo efecto de P, por lo que no se determinaron evidencias para rechazar la Hipótesis 3; y los cambios en las propiedades superficiales del suelo por los sistemas de labranza tampoco se reflejaron en el cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

- ABIVEN, S.; MENASSERI, S.; CHENU, C. 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature análisis. *Soil Biol. Biochem.* 41: 1-12.
- ALVAREZ, R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil carbon storage. *Soil use and management* 21:38-52.
- ALVAREZ, R.; STEINBACH, H.S. 2009. A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. *Soil Till. Res.* 104:1-15.
- ALVAREZ, R.; STEINBACH, H.S.; ALVAREZ, C.R.; GRIGERA, S. 2003. Recomendaciones para la fertilización de trigo y maíz en la pampa ondulada. *Informaciones agronómicas* 18:14-19.
- ALVAREZ, R.; DIAZ, R.A.; BARBERO, N.; SANTANATOGLIA, O.J.; BLOTTA, L. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from three tillage systems. *Soil Till. Res.* 33:17–28.
- ALVAREZ, R.; RUSSO, M.E.; PRYSTUPA, P.; SCHEINER, J.D.; BLOTTA, L. 1998. Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agron. J.* 90:138-143.
- ANDRADE, F.H. 1995. Analysis of growth and yield of maize, sunflower and soybean grown at Balcarce, Argentina. *Field Crops Res.* 41:1-12.
- APARICIO, V.; COSTA, J.L.; ZAMORA, M. 2008. Nitrate leaching assessment in a long-term experiment under supplementary irrigation in humid Argentina. *Agricultural water management.* 95:1361-1372.
- BANSAL, K.N.; SHARMA, D.N.; SINGH, D. 1979. Evaluation of some soil test methods for measuring available sulphur in alluvial soils of Madhya Pradesh, India. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 27:308-313.
- BARROW, N.J. 1984. Modelling the effects of pH on phosphate sorption by soils. *J. Soil Sci.* 35:283-297.
- BLAIR, N.; FAULKNER, R.D.; TILL, A.R.; POULTON, P.R. 2006 a. Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility. Part I: Broadbalk experiment. *Soil Till. Res.* 91:30-38.
- BLAIR, N.; FAULKNER, R.D.; TILL, A.R.; KORSCHENS, M.; SCHULZ, E. 2006 b. Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility. Part II: Bad Lauchstadt static and extreme FYM experiments. *Soil Till. Res.* 91:39-47.
- BLAKE, G.R.; HARTGE, K.H. 1986. Bulk density. In: Klute, A. (Ed.). *Methods of soil analysis. Part 1. Agronomy, 2nd ed., vol.9.* pp. 363 - 375.
- BLAKE, L.; MERCIK, S.; LOERSCHENS, M.; MOSKAL, S.; POULTON, P.R.; GOULDING, K.W.T.; WEIGEL, A.; POWLSON, D.S. 2000. Phosphorus content in soil, uptake by plants and balance in three European long-term field experiments. *Nut. Cyc. Agroecosys.* 56: 263–275.

- BLEVINS, R.L.; THOMAS, G.W.; FRYE, W.W.; CORNELIUS, P.L. 1983. Changes in soil properties alter 10 years of continuous non-tilled and conventionally tilled corn. *Soil Till. Res.* 3:135-146.
- BOLAN, N.S.; HEDLEY, M.J.; WHITE, R.E. 1991. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. *Plant Soil* 134:53-63.
- BONO, A.; ALVAREZ, R.; BUSCHIAZZO, D.E.; CANTET, R.J.C. 2008. Tillage effects on soil carbon balance in a semiarid agroecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:1140-1149.
- BRADY, N.; WEIL, R. 1999. *The nature and properties of soils.* 12th Ed. Prentice Hall, New Jersey. USA.
- BRAY, R.H.; KURTZ, L.T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59:39-45.
- BREMNER, J.M.; KENEY, D.R. 1965. Steam distillation method for determination of ammonium, nitrate and nitrite. *Anal. Chim. Acta.* 32:485-495.
- BRONICK, C.J. Y R. LAL. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma.* 124:3-22.
- BROWN, A.L.; QUICK, J.; EDDINGS, J.L. 1971. A comparison of analytical methods for soil zinc. *Soil Sci. Soc. Am. Amer. Proc.* 35:105-107.
- BRYE, K.R.; GOWER, S.T.; NORMAN, J.M.; BUNDY, L.G. 2002. Carbon budgets for a prairie and agroecosystems: Effects of land use and interannual variability. *Ecol. Appl.* 12:962-979
- CAIRES, E.F.; ALLEONI, L.R.F.; CAMBRI, M.A.; BARTH, G. 2005. Surface application of lime for crop grain production under no-till system. *Agron. J.* 97:791-798.
- CALVIÑO, P.A.; ECHEVERRÍA, H.E. 2003. Incubación anaeróbica de suelo como ayuda al diagnóstico de la respuesta a nitrógeno en maíz bajo siembra directa. *Ci. Suelo* 21:24-29.
- CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. 1992. Particulate organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:777-783.
- CARPENTER-BOGGS, L.; PIKUL, J.L.; VIGIL, M.F.; RIEDELL, W.E. 2000. Soil Nitrogen Mineralization Influenced by Crop Rotation and Nitrogen Fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:2038-2045.
- CASTRO, C.; LOGAN, T.J. 1991. Liming effects on the stability and erodibility of some Brazilian Oxisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:1407-1413.
- CHENU, C. ; LE BISSONNAIS, Y. ; ARROUAYS, D. 2000. Organic Matter Influence on Clay Wettability and Soil Aggregate Stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1479-1486.
- CHRISTENSEN, B.T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil Sci.* 20:1-90.

- CLARKSON, D.T., R.S. LESLIE, J.V. PURVES. 1989. Depression of nitrate and ammonium transport in barley plants with diminished sulphate status. Evidence of co-regulation of nitrogen and sulphate intake. *Journal of Experimental Botany*. 40:953-963.
- DE BOODT, N.; DE LEENHER, L.; KIRKHAM, D. 1961. Soil aggregate stability indexes and crop yields. *Soil Sci.* 91:138-146.
- DÍAZ ZORITA, M.; DUARTE, G.A.; GROVE, J.H. 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.
- DIOVISALVI, N.V.; STUDDERT, G.A.; DOMINGUEZ G.F.; EIZA, M.J. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continua con dos sistemas de labranza. *Ci. suelo* 26:1-11.
- DIVITO, G.A., SAINZ ROZAS, H.; ECHEVERRÍA, H.E. 2010. Estrategias de fertilización fosforada en una rotación de cultivos en el sudeste bonaerense. *Ci. suelo* (en prensa).
- DODD, J.R.; MALLARINO, A.P. 2005. Soil-test phosphorus and crop grain yield responses to long-term phosphorus fertilization for corn-soybean rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:1118–1128.
- DOMÍNGUEZ, G.F. 2004. Materia orgánica particulada: su relación con dos sistemas de labranza y con el rendimiento de maíz en un Molisol de Balcarce. Tesis M.Sc. Facultad de Ciencias Agrarias. UNMdP. Balcarce, Argentina. 48 p.
- DOMÍNGUEZ, G.F.; DIOVISALVI, N.V.; STUDDERT, G.A.; MONTERUBBIANESI, M.G. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern Pampas. *Soil Till. Res.* 102:93-100.
- ECHEVERRÍA, H.E.; FERRARI, J. 1993. Relevamiento de algunas características de los suelos agrícolas del sudeste bonaerense. Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce. Boletín Técnico N° 112. pp. 18.
- ECHEVERRÍA, H.E.; SAINZ ROSAS, H. 2006. Maíz. En: H.E. Echeverría & F.O. García (eds.). *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos*. Editorial INTA, Buenos Aires, Argentina. pp. 255-282
- ECHEVERRÍA, H.E.; SAN MARTIN, N.F.; BERGONZI, R. 2000. Métodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. *Ci. Suelo* 18:9-16.
- EDMEADES, D.C.; JUDD, M.; SARATHCHANDRA, S.U. 1981. The effect of lime on nitrogen mineralization as measured by grass growth. *Plant Soil* 60:177-186.
- EIZA, M.J. 2005a. Dinámica de la materia orgánica particulada bajo distintas rotaciones y sistemas de labranza. Tesis M.Sc. Facultad de Ciencias Agrarias. UNMdP. Balcarce, Argentina. 69 p.

- EIZA, M.J.; FIORITI, N.; STUDDERT, G.A.; ECHEVERRÍA, H.E. 2005b. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ci. Suelo*. 23: 59-67.
- EIZA, M.J.; STUDDERT, G. A.; FIORITI, N.; DOMÍNGUEZ, G.F. 2006. Estabilidad de agregados y materia orgánica total y particulada en molisoles de Balcarce. 10° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy. Septiembre 2006. Actas en CD.
- ELWALI, A.M., G.J. GASCHO; M.E. SUMMER. 1985. DRIS Norms for 11 nutrients in corn leaves. *Agron. J.* 77:506-508.
- FABRIZZI, K.P.; MORÓN, A.; GARCÍA, F.O. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67:1831-1841.
- FABRIZZI, K.P.; PICONE, L.; BERARDO, A.; GARCIA, F. 1998. Efecto de la fertilización nitrogenada y fosfatada en las propiedades químicas de un argiudol típico. *Ci. Suelo* 16:71-76.
- FARINA, M.P.W.; CHANNON, P.; THIBAUD, G.R. 2000. A Comparison of strategies for ameliorating subsoil acidity: II. Long-term soil effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:652-658.
- FERRARIS, G.; COURETOT, L.; PONSÁ, J.C. 2005. Evaluación de la aplicación de fósforo, azufre y micronutrientes. En: Maíz. Resultados de Unidades Demostrativas, año 2004/05. Proyecto Regional Agrícola, CERBAN: 56-63.
- FORTUN, A.; TOMAS, R.; FORTUN, C. 1996. Effect of bituminous materials on soil aggregation. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10:161-168.
- FRANZLUEBBERS, A.J.; HONS, F.M. 1996. Soil-profile distribution of primary and secondary plant-available nutrients under conventional and no-tillage. *Soil Till. Res.* 3:135-146.
- FRANZLUEBBERS, A. J.; HONS, F. M.; ZUBERER, D. A. 1994. Long-Term Changes in Soil Carbon and Nitrogen Pools in Wheat Management Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:1639-1645.
- GARCÍA, F.O.; PICONE, L.I.; BERARDO, A. 2006. Fósforo. En: Echeverría, H.E. & F.O. García (eds.) Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Editorial INTA, Buenos Aires, Argentina. pp. 99-121.
- GENOVESE, M.F.; ECHEVERRÍA, H.E.; STUDDERT, G.A.; SAINZ ROSAS, H.E. 2009. Nitrógeno de amino-azúcares en suelos: calibración y relación con el nitrógeno incubado anaeróbico. *Ci. suelo* 27:225-236.
- GILL, K.; JARVIS, S.C.; HATCH, D.J. 1995. Mineralization of nitrogen in long-term pasture soils: Effects of management. *Plant Soil* 172:153-162.
- GOLDMAN, V.; ECHEVERRÍA, H.E.; ANDRADE, F.H.; UHART, S. 2002. Incidencia de la fertilización nitrogenada sobre la concentración de nutrientes en maíz. *Ci. suelo* 20:27-35.

- GREGORICH, E.G.; JANZEN, H.H. 1996. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. In: Carter, M.R., Stewart, B.A. (Eds.). *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA. pp. 167-190
- GUTIERREZ BOEM, F.H.; ALVAREZ, C.R.; CABELLO, M.J.; FERNANDEZ, P.L.; BONO, A.; PRYSTUPA, P.; TABOADA, M.A. 2008. Phosphorus retention on soil surface of tilled and no-tilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:1158-1162.
- HAMBLIN, A.P. 1984. The effect of tillage on soil surface properties and the water balance of a xeralficalfisol. *Soil Till. Res.* 4:543-559.
- HASSINK, J.; WHITMORE, A.P. 1997. A Model of the Physical Protection of Organic Matter in Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:131-139.
- HAYNES, R.J. 1982. Effects of lime on phosphate availability in acid soils: a critical review. *Plant soil* 68:289-308.
- HAYNES, R.J.; NAIDU, R. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nut. Cyc. Agroecosys.* 51:123-137.
- HILL, R.L. 1990. Long-term conventional and no-tillage effects on selected soil physical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:161-166.
- HOYT, P.B. 1981. Improvement in soil tilth and rape seed emergence by lime application on acid soils in the Peace River region. *Can. J. Soil Sci.* 61: 91-98.
- HUBERT, F.; HALLAIRE, V.; SARDINI, P.; CANER, L.; HEDDADJ, D. 2007. Pore morphology changes under tillage and no-tillage practices. *Geoderma* 142:226-236.
- HUSSAIN, K.; OLSON, R.; EBELHAR, S. A. 1999. Long-Term Tillage Effects on Soil Chemical Properties and Organic Matter Fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:1335-1341.
- INDEC, 2003. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Buenos Aires, Argentina. [En línea] < www.indec.mecon.ar >. [consulta: 11 abril 2010.].
- ISMAEL, I.; BLEVINS, R.L.; FRYE, W.W. 1994. Long term no tillage effects on soil properties and continuous corn yields. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:193-198.
- JAGADAMMA, S.; LAL, R.; HOEFT, R.G.; NAFZINGER, E.D.; ADEE, E.A. 2008. Nitrogen fertilization and cropping system impacts on soil properties and their relationship to crop yield in the central Corn Belt, USA. *Soil Till. Res.* 98:120-129.
- JANZEN, H.H.; CAMPBELL, C.A.; IZAURRALDE, R.C.; ELLERT, B.H.; JUMA, N.; MCGILL, W.B.; ZENTNER, R.P. 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian Prairies. *Soil Till. Res.* 47:181-95.

- JOHNSON, G.V. 1987. Sulfate: Sampling testing, and calibration. In *Soil testing: Sampling correlation, calibration and interpretation* (SSSA Special Publication 21) ed. J. R. Brown. Madison, Wisc, EEUU. pp. 89–96.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. 1992. *Trace Elements in Soils and Plants*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, EEUU. pp. 365.
- KARAMANOS, A.J.; BILALIS, D.; SIDIRAS, N. 2004. Effects of reduced tillage and fertilization practices on soil characteristics, plant water status, growth and yield of upland cotton. *J. Agron. Crop Sci.* 190:262–276.
- KARLEN, D.L.; BERRY, E.C.; COLVIN, T.S. 1991. Twelve-year tillage and crop rotation effects on yields and soil chemical properties in Northeast Iowa. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22:1985-2003.
- KATTERER, T.; HANSSON, A.C.; ANDRIN, O. 1993. Wheat root biomass and nitrogen dynamics: effects of daily irrigation and fertilization. *Plant and Soil* 151, 21–30.
- KAY, B.D.; VANDENBYGAART, A.J. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Till. Res.* 66:107-118.
- KEENEY, D.R.; NELSON, D.W. 1982. Nitrogen inorganic forms. En: AL Page (ed.) *Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties.* Agron. Monog 9 ASA and SSSA. Madison, Wisconsin, EE.UU. pp. 643-698.
- KHAN, S.A.; MULVANEY, R. L.; ELLSWORTH, T. R.; BOAST, C. W. 2007. The Myth of Nitrogen Fertilization for Soil Carbon Sequestration. *J. Environ. Qual.* 36:1821-1832.
- KOLBERG R.L.; WESTFALL, D.G.; PETERSON, G.A. 1999. Influence of cropping intensity and nitrogen fertilizer rates on in situ nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:129-134.
- KONG, A.Y.Y.; SIX, J.; BRYANT, D.C.; DENISON R.F.; VAN KESSEL, C. 2005. The Relationship between Carbon Input, Aggregation, and Soil Organic Carbon Stabilization in Sustainable Cropping Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:1078-1085.
- KRUGER, G.A.; KARAMANOS, R.E.; SINGH, J.P. 1985. The copper fertility of Saskatchewan soils. *Can. J. Soil Sci.* 65:89-100.
- LAVADO, R.S.; PORCELLI, C.A. 2000. Contents and main fractions of trace elements in Typic Argiudolls of the Argentinean Pampas. *Chem. Speciation Bioavailability.* 12: 67-70.
- LECO. 2010. Organic application notes. [En línea] <www.leco.com>. [Consulta: 17 Mayo 2010]
- LIANG, B.C.; MACKENZIE, A.F. 1992. Changes in soil organic carbon and nitrogen after six years of corn production. *Soil Sci.* 153:307-313.
- LIEBIG, M.A.; VARVEL, G.E.; DORAN, J.W.; WIENHOLD, B.J. 2002. Crop Sequence and Nitrogen Fertilization Effects on Soil Properties in the Western Corn Belt. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:596–601.

- LYNCH, J.M.; BRAGG, E. 1985. Microorganisms and soil aggregate stability. *Adv. Soil Sci.* 2, pp. 134–170.
- MADDONI, G.A.; URRICARRIET, A.S.; GHERSA, C.M.; LAVADO, R.S. 1999. Assessing soil quality in the rolling Pampa, using soil properties and maize characteristics. *Agron. J.* 91:280-287.
- MANDAL, A.; PATRA, A.K.; SINGH, D.; SWARUP, A.; MASTO, R.E. 2007. Effect of long term application of manure and fertilizer on biological and biochemical activities in soil during crop development stages. *Bioresour. Technol.* 98: 3585-3592.
- MANNA, M.C.; SWARUP, A.; WANJARI, R.H.; MISHURA, B.; SHAHI, D.K. 2007. Long-term fertilization, manure and liming effects on soil organic matter and crop yields. *Soil Till. Res.* 94:397-409.
- MARTENS, D. A.; FRANKENBERGER, W. T. 1992. Decomposition of bacterial polymers in soil and their influence on soil structure. *Biol. Fertil. Soils* 13:65-73.
- MASTO, R.E.; CHHONKAR, P.K.; SINGH, D.; PATRA A.K. 2007. Soil quality response to long-term nutrient and crop management on a semi-arid Inceptisol. *Agric. Ecosyst. Environ.* 118:130-142.
- MEISINGER, J.J. 1984. Evaluating plant-available nitrogen in soil–crop systems. *In* R.D. Hauck et al. (ed.) *Nitrogen in crop production*. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI, EEUU. pp. 391-416.
- MELGAR, R.J.; FRUTOS, E.; GALETTO, M.L.; VIVAS, H. 1995. El análisis de suelo como predictor de la respuesta de la soja a la fertilización fosfatada. *Congreso Nacional de Soja*. Pergamino, Buenos Aires. Octubre 1995. p. 167-174.
- MURAGE, E.W.; VORONEY, P.R.; KAY, B.D.; DEEN, B.; BEYAERT, R.P. 2007. Dynamics and turnover of soil organic matter as affected by tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71:1363-1370.
- MURPHY, J.; RILEY, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27:31-36.
- NAIDU, R.; SYERS, J.K.; TILLMAN, R.W.; KIRKMAN, J.H. 1990. Effect of liming and added phosphate on charge characteristics of acid soils. *J. Soil Sci.* 41:157-164.
- OADES, J. M. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56:377-400.
- PAGANI, A.; ECHEVERRIA, H.E.; SAINZ ROZAS, H. 2009. Respuesta a nitrógeno y azufre en el cultivo de maíz en diferentes ambientes en la provincia de Buenos Aires. *Ci. Suelo* 27:21-29.
- PAGLIAI, M.; LA MARCA, M.; LUCAMANTE, G.; GENOVESE, L. 1984. Effects of zero and conventional tillage on the length and irregularity of elongated pores in a clay loam soil under viticulture. *Soil Till. Res.* 4:433-444.

- PALASKAR, M.S.; GHOSH, A.B. 1985. An appraisal of some soil test procedures for diagnosing sulfur availability to maize (*Zea mays* L.) grown on alluvial soils. *Fert. News* 30:25-30.
- PAUSTIAN, K.; WILLIAM, J.; PERSSON, P.J. 1992. Modeling Soil Organic Matter in Organic-Amended and Nitrogen-Fertilized Long-Term Plots. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:476-488.
- PICONE, L.; CAPOZZI, I.; ZAMUNER, E.; ECHEVERRÍA, H.E.; SAINZ ROZAS, H. 2007. Transformaciones de fósforo en un Molisol bajo sistemas de labranza contrastantes. *Ci. Suelo* 25:99-107.
- PUGET, P.; LAL, R. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil Till. Res.* 80:201-213.
- PURAKAYASTHA, T.J.; RUDRAPPA, L.; SINGH, D.; SWARUP, A.; BHADRARAY, S. 2008. Long-term impact of fertilizers on soil carbon pools and sequestration rates in Maite-wheat-cowpea cropping system. *Geoderma* 144:370-380.
- QUINTERO, C; BOSCHETTI, G. 2004. Fertilización con fósforo y azufre: fracciones de P del suelo y rendimiento de soja y maíz. *Actas 19º Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Parana, Entre Rios, Argentina. Junio de 2004. Actas en CD.*
- RATTO, S.E. 2006. Los microelementos en el sistema productivo del área pampeana. En: *micronutrientes en la agricultura. Vazquez Mabel (Ed.) Buenos Aires, Argentina. pp. 79-111.*
- RATTO DE MIGUEZ, S.; FATTA, N. 1990. Disponibilidad de micronutrientes en suelos del área maicera núcleo. *Ci. suelo* 8:9-15.
- REUSSI CALVO, N.I.; ECHEVERRÍA, H.E.; SAINZ ROZAS, H. 2006. Respuesta del cultivo al agregado de azufre en el sudeste bonaerense. *Ci. Suelo* 24:77-87.
- ROTH, C.H.; PAVAN, M.A. 1991. Effects of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a Brazilian Oxisol. *Geoderma* 48: 351-361.
- RUDRAPPA, L.; PURAKAYASTHA, T.J.; SINGH, D.; BHADRARAY, S. 2006. Long-term manuring and fertilization effects on soil organic carbon pools in a Typic Haplustept of semi-arid sub-tropical India. *Soil Till. Res.* 88: 180-192.
- RUSELL, A.E.; LAIRD, D.A.; MALLARINO, A.P. 2006. Nitrogen system impacts on soil quality in Midwestern mollisols. *Soil Boil. Biochem.* 70:249-255.
- SAINZ ROZAS, H.; ECHEVERRIA, H.E. 2008a. Relevamiento del contenido de materia orgánica y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana. *21º Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Luis. Argentina. Mayo 2008. Actas en CD.*
- SAINZ ROZAS, H.R.; ECHEVERRÍA, H.E.; BARBIERI, P.A. 2004. Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize. *Agron. J.* 96:1622–1631.

- SAINZ ROSAS, H.; ECHEVERRÍA, H.E.; CALVIÑO, P.A.; BARBIERI, P.A.; REDOLATTI, M. 2003. Respuesta del trigo al agregado de cinc y cobre en suelos del sudeste bonaerense. *Ci. suelo* 21:51-58.
- SAINZ ROZAS, H.; CALVIÑO, P.A.; ECHEVERRÍA, H.E.; BARBIERI, P.A.; REDOLATTI, M. 2008b. Contribution of anaerobically mineralized nitrogen to the reliability of planning or pre-sowing soil nitrogen test in maize. *Agron. J.* 100:1020-1025.
- SAS INSTITUTE. 1985. SAS user's guide. Statistics. Vers. 5. SAS Institute, Inc., Cary, NC.
- SASAL, M.C.; ANDRUILO, A.E.; TABOADA, M.A. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinean Pampas. *Soil Till. Res.* 87:9-18.
- SATORRE, E.H.; SLAFER, G.A. 1999. Wheat production systems of the Pampas. In: Satorre, E.M., Slafer, G.A. (Eds.), *Wheat. Ecology and Physiology of Yield Determination*. The Haworth Press, Inc., New York. pp. 333-348.
- SCHLICHTING, E.; BLUME, H.P.; STAHR, K. 1995. *Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studentexte 81*, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 295 pp.
- SEYBOLD, C.A.; HERRICK, J.E.; BREJDA, J.J. 1999. Soil Resilience: A Fundamental Component of Soil Quality. *Soil Science* 164:224-234
- SHARIFI, M.; ZEBATH, B.J.; BURTON, D.L.; GRANT, C.A.; COOPER, J.M. 2007. Evaluation of some indices of potentially mineralizable nitrogen in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71:1233-1239.
- SHARPLEY, A.N.; REKOLAINEN, S. 1997. Phosphorus in agricultural and its environmental implications. p. 1-53. In H. Tunney et al. (ed.). *Phosphorus loss from soil to water*. CAB International, Wallingford, UK.
- SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241: 155-176.
- STEINBACH, H.S.; ALVAREZ, R. 2005. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in pampean agroecosystems. *J. Environ. Qual.* 35:3-13.
- STUDDERT, G.A.; ECHEVERRÍA, H.E. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1496-1503.
- STUDDERT, G.A.; ECHEVERRÍA, H.E.; CASANOVAS, E.M. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:1466-1472.
- STEINBACH, H.S.; ALVAREZ, R. 2005. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in pampean agroecosystems. *J. Environ. Qual.* 35: 3-13.

- UNGER, P.W. 1991. Organic matter, nutrient, and pH distribution in no- and conventional-tillage semiarid soils. *Agron. J.*, 83, 186-189.
- URRICARRIET, S.; LAVADO, R.S. 1999. Indicadores de deterioro de suelo en la Pampa Ondulada. *Ci. suelo* 17:37-43.
- USDA, 2001. Soil Quality Resource Concerns: Compaction. [En línea] USDA-NRCS Soil Quality Institute. < <http://soils.usda.gov/SQL/management/files/RSQIS4.pdf> > [Consulta: 07 diciembre de 2009]
- VANDENBYGAART, A.J.; GREGORICH, E.G.; ANGERS, D.A. 2003. Influence of agricultural management on soil organic carbon: A compendium and assessment of Canadian studies. *Can. J. Soil Sci.* 83:363–380.
- VIDAL, C.M.; COSTA, J.L. 2000. Evaluación de algunas propiedades físicas en sistemas de labranza reducida y siembra directa. *RIA* 29: 61-68.
- VARVEL, J.W. 1994. Rotation and nitrogen fertilization effects on changes in soil carbon and nitrogen. *Agron. J.* 86: 319-325.
- WALKEY, A.; BLACK, T.A. 1934. An examination of the Degtjareff methods for determining of soil organic matter, and e proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29-38.
- WALINGA, L.; VAN DER LEE, J.J.; HOUBA, V.J.G.; VAN VARK, W.; NOVOZAMSKY, I. 1995. Digestion in tubes with H₂SO₄–salicylic acid– H₂O₂ and selenium and determination of Ca, K, Mg, N, Na, P and Zn. In: Walinga, L., van der Lee, J.J., Houba, V.J.G., van Vark, W., Novozamsky, I. (Eds.), *Plant Analysis Manual*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. pp. 258.
- WARING, S.A.; BREMNER, J.M. 1964. Ammonium production on soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *Nature (London)* 201:951-952.
- WIENHOLD, B.J.; HALVORSON, A.D. 1999. Nitrogen mineralization responses to cropping, tillage, and nitrogen rate in the northern Great Plains. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:192-196
- ZAMUNER, E.; ECHEVERRÍA, H.E.; PICONE, L.I. 2004. Fósforo disponible en trigo bajo siembra directa. 19° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná, Entre Ríos. Junio 2004. Actas en CD.
- ZHANG, T.Q.; MAC KENZIE, A.F.; LIANG, B.C.; DRURY, C.F. 2004. Soil test phosphorus and phosphorus fractions with long-term phosphorus addition and depletion. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68:519–528.
- ZHANG, S.; YANG, X.; WISS, M.; GRIP, H.; LÖVDAHL, L. 2006. Changes in physical properties of a loess soil in China following two long-term fertilization regimes. *Geoderma* 136:579–587.